INBO.R.2012.52

Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse overheid






Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

# Beheer van de stierkikker in Vlaanderen en Nederland

*Sander Devisscher, Tim Adriaens, Alain De Vocht, Sarah Descamps, Mieke Hoogewijs, Robert Jooris, Jeroen van Delft & Gerald Louette*

**Auteurs:**
Sander Devisscher, Tim Adriaens, Alain De Vocht, Sarah Descamps, Mieke Hoogewijs, Robert Jooris, Jeroen van Delft & Gerald Louette
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*
Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

**Vestiging:**
INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

**e-mail:**
gerald.louette@inbo.be

**Wijze van citeren:**
Devisscher S., Adriaens T., De Vocht A., Descamps S., Hoogewijs M., Jooris R., van Delft J. & Louette G. (2012). Beheer van de stierkikker in Vlaanderen en Nederland. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (52). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

**D/2012/3241/317**
**INBO.R.2012.52**
**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**
Jurgen Tack

**Druk:**
Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**
Invexo

**Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:**
Interreg IV A project Invexo 'Minder invasieve planten en dieren, meer biodiversiteit' (grensregio Vlaanderen-Zuid Nederland, 2009-2012)









invexo
minder invasieve planten en dieren

# Beheer van de stierkikker in Vlaanderen en Nederland

Sander Devisscher[a], Tim Adriaens[a], Alain De Vocht[b], Sarah Descamps[b], Mieke Hoogewijs[c], Robert Jooris[d], Jeroen van Delft[e] & Gerald Louette[a]

[a] Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

[b] Provinciale Hogeschool Limburg

[c] Provincie Antwerpen

[d] Hyla, Herpetologische Werkgroep van Natuurpunt

[e] RAVON

INBO.R.2012.52

invexo
minder invasieve planten en dieren

Interreg
Vlaanderen
Nederland
Europa investeert in uw regio

Europese Unie
Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling

# Colofon

**Casuspartners:**


















**Met medewerking van:**










### Partners casus stierkikker

### Vlaanderen

- Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)
- Natuurwerk vzw
- Provinciale Hogeschool Limburg (PHL)
- Provincie Antwerpen – Dienst Waterbeleid en Dienst Duurzaam Milieu- en Natuurbeleid
- Agentschap voor Natuur en Bos (ANB)
- Vlaamse overheid – Departement Leefmilieu, Natuur en Energie (LNE)

Met medewerking van: Hyla, Stad Hoogstraten en UGent

### Nederland

- Provincie Noord-Brabant
- RAVON

Met medewerking van: Staatsbosbeheer (SBB)

### Leden casus stierkikker

- Tim Adriaens (INBO)
- Theo Bakker (SBB)
- Wilbert Bosman (RAVON)
- Ingrid Brosens (Stad Hoogstraten)
- Raymond Creemers (RAVON)
- Hans De Schryver (ANB)
- Alain De Vocht (PHL)
- Sarah Descamps (PHL)
- Sander Devisscher (INBO)
- Kris Eggers (ANB)
- Bart Hoeymans (ANB)
- Mieke Hoogewijs (Provincie Antwerpen)
- Robert Jooris (Hyla)
- Joseph Kuijpers (Provincie Noord-Brabant)
- Sonja Leemans (Stad Hoogstraten)
- Gerald Louette (INBO)
- Jurgen Melis (ANB)
- Christof Sierens (Natuurwerk)
- Michel Van Buggenhout (ANB)
- Jeroen van Delft (RAVON)
- Elke Van den Broeke (LNE)
- Kris Van der Steen (Natuurwerk)
- Hans Van Gossum (ANB)
- Harry Vissers (Provincie Noord-Brabant)
- Paul Bogaert (ANB)

### Leden klankbordgroep casus stierkikker

- Kristof Baert (INBO)
- Etienne Branquart (Belgisch Biodiversiteitsplatform)
- An Martel (UGent)
- Frank Pasmans (UGent)
- Annemarieke Spitzen (RAVON)
- Jeroen Speybroek (INBO)

# Dankwoord

Dit rapport is een neerslag van het onderzoek uitgevoerd in het kader van het Europees Interreg IV A project Invexo 'Minder invasieve planten en dieren, meer biodiversiteit' (grensregio Vlaanderen-Zuid Nederland, 2009-2012), partim stierkikker. Speciale dank gaat uit naar de leidend ambtenaren van dit project: Hans De Schryver (ANB Antwerpen) en Elke Van den Broeke (Departement LNE).

We danken ook de leden van klankbordgroep voor hun steun en constructieve bijdragen tijdens het project: Kristof Baert (INBO), Theo Bakker (Staatsbosbeheer), Paul Bogaert (ANB Centrale Diensten), Ingrid Brosens (Stad Hoogstraten), Wilbert Bosman (RAVON), Raymond Creemers (RAVON), Kris Eggers (ANB Antwerpen), Bart Hoeymans (ANB Antwerpen), Joseph Kuijpers (Provincie Noord-Brabant), An Martel (UGent), Jurgen Melis (ANB Antwerpen), Frank Pasmans (UGent), Christof Sierens (Natuurwerk), Jeroen Speybroeck (INBO), Michel Van Buggenhout (ANB Antwerpen), Hans Van Gossum (ANB Centrale Diensten) en Kris Van der Steen (Natuurwerk).

Onze dank gaat verder uit naar:

de private vijvereigenaars voor hun medewerking bij het onderzoek: Jozef Pluym en Maria Laurijssen, Frank Brosens, Dhr. Bruijnen, Dhr. Boom, Dhr. Jacobs, Fam. Mertens, Fam. Meegers, Geen de Bie, Dhr. en Mevr. R. Praets en Dhr. Jos Hendrickx;

de vele vrijwilligers die hielpen bij het veldwerk: Pjotr Gasiewski en Cindy de Houwer, Bianca Veraart, A.A.M. van Dun, Antoine Aarts, Daniël Acke, Ad van Pelt, Ado Havermans, Cees Akkermans, Angelique van Vugt, Bart Weel, Bert Tindemans, Dhr. S. Loosveld, Dolf Pigmans, Femke Aarts, Antoine Aarts, J.P. Broersen, J.A.W. Romme, Jeroen Stoutjesdijk, Johan Van Hooren, Louis Geerts, Louk Binnendijk, Michel Pijs, Michiel Glorius, Tariq Stark, Nico Ettema, Nico van Beusekom, Nikki Raaijmakers, Joke Ossaer, Piet Graumans, Piet Peijs, Pieter Jongenelen, Remko Beuving, Rita Vlemminx, Rob Van Hove, Robert Vriens, Ruud Krah, Tijl Schelfhout, W. Schelling, Theo Quekel, Eddy Van de Cloot, Karel Van Moer, Jan van Ostaaijen, Cees Verhoeven, Els Verhoeven, Jos Vroegrijk, W.D.A.M. Wouters, W.M. v.d. Voort, Will Woestenberg, William van den Elshout en Wim van den Heuvel en Dirk Geenen;

de thesisstudenten: Hannes Dehertefelt, Wim Jambon, Annelien De Naegel, Phedra Ramaekers, Kendra Houben, Nele Tomsin en Michiel Aerts;

de medewerkers van Natuurwerk vzw voor de ondersteuning en hun hulp bij de uitvoering van het veldwerk: Gust Bogearts, Marcel Kerremans, Rob Van Hove, Tom Sas, Youssef Warda, Kris Dickens, Jan Baert, Sadri Bajrani, Anouschka Hermans, Sabine Langfeld, Dimitri Lemmens, Wannes Mortiers, Frank Smets, Jamil Mohammad Nasir, Ben Dufraing, Gunter Opdebeeck, Dirk Govaerts, Frans van der Schoot, Charles Kyereme, Mohammed Adil Khadir, Afrim Kurtesi, Raheem Khan, Eddy D'Huyvetter, Charles Sonyo, Tabla El Miloud, Tim Vermeylen, Dirk Peeraer, Adama Kanoute en collega's.

# Inhoudstafel

# Lijst van Figuren

# Lijst van Tabellen

# Samenvatting

De stierkikker of Amerikaanse brulkikker *Lithobates catesbeianus* (syn. *Rana catesbeiana*) wordt door de IUCN gecatalogeerd als één van de 100 meest invasieve soorten ter wereld. De soort vormt een belangrijke bedreiging voor de inheemse biodiversiteit in het algemeen, en amfibieën in het bijzonder, daar ze sterk competitief en vraatzuchtig is. Bovendien is de stierkikker drager van een aantal ziekteverwekkers, zoals schimmels en virussen, waarmee andere amfibieën kunnen worden besmet. In Vlaanderen komt de soort sinds een twintigtal jaar voor in een vijftal van elkaar gescheiden voortplantende populaties. In Nederland werd tijdens dit project één locatie ontdekt waar de soort zich al geruime tijd voortplant.

Om tot een grondige aanpak van invasieve exoten te komen, hebben beleidsmakers, wetenschappers en beheerders de handen in elkaar geslagen en samen het Europees Interreg IV A project Invexo 'Minder invasieve planten en dieren, meer biodiversiteit' (grensregio Vlaanderen-Zuid Nederland, 2009-2012) partim stierkikker opgezet. Deze studie had tot doel na te gaan of de verdere verspreiding van stierkikker kan worden gestopt, alsook hoe de aanwezige populaties al dan niet volledig kunnen worden ingedijkt. Meer bepaald werd aandacht besteed aan: preventie, snelle detectie, onderzoek naar ecologie en bestrijding, alsook het operationaliseren van bestrijding, waarbij communicatie, samenwerking en innovatie centraal stonden.

*Preventie*. Tijdens het project werden op regelmatige basis gerichte communicatieacties opgezet naar natuur- en dierenliefhebbers, beleidsmakers, beheerders en het brede publiek om de aanschaf en het houden van de soort te ontmoedigen en ontsnappingen naar de natuur te voorkomen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van verschillende kanalen, zoals gesproken, geschreven en visuele media. Daarnaast werden infosessies, workshops en studiedagen georganiseerd.

*Snelle detectie*. Het opzetten van een systeem om nieuwe waarnemingen van de soort snel te lokaliseren (zogenaamd early warning system) is essentieel. Hiervoor werd gebruik gemaakt van bestaande waarnemingskanalen die een snelle invoer en melding mogelijk maken (www.waarnemingen.be en www.waarneming.nl). Daarnaast werd bij aanvang van het project langsheen de grensregio aan geïnteresseerden gevraagd om een opleiding te volgen rond herkenning van stierkikker (geluid, gedrag en uiterlijk), om daarna op regelmatige basis een aan hen toegewezen kilometerhok te onderzoeken op eventuele aanwezigheid van de soort. Meldingen werden vervolgens door experten op juistheid gecontroleerd, ofwel door verificatie met gekende verspreidingsgegevens, een terugkoppeling met de waarnemer, of een feitelijke terreincontrole.

*Onderzoek naar ecologie en bestrijding*. Stierkikker komt in onze regio voornamelijk voor op de zandgronden van de Kempen. De kleine (2000 m²), ondiepe en permanente vijvers uit deze regio warmen snel op, hebben in veel gevallen een hoog aanbod aan voedingsstoffen (algen) en een beperkte predatie. De vijvers zijn troebel, hebben weinig of geen ondergedoken waterplanten en herbergen een hoge visbiomassa. De landhabitat van de soort werd door middel van radiotelemetrisch onderzoek in kaart gebracht en bleek voornamelijk te bestaan uit moerasbossen. Ten slotte werd de infectiegraad van adulten en dikkoppen door schimmels en virussen onderzocht bij individuen afkomstig uit een aantal testgebieden. Deze infectiegraad bleek eerder laag te zijn, maar in enkele gevallen werden toch Ranavirus, chlamydia en chytride-schimmel vastgesteld. Bestrijding van de soort bleek voor kleine en geïsoleerde populaties het efficiëntst met dubbele schietfuiken. De vangstbaarheid van het gebruikte materiaal bleek voor dikkoppen op 6 % te liggen, terwijl voor adulten dit slechts 0,4 % bedroeg. Een simulatie van de inspanning die geleverd moet worden om de populatie tot een niveau terug te dringen dat meer dan waarschijnlijk de populatiegrootte beïnvloedt, toonde aan dat gemiddeld gezien 7 à 8 wegvangstmomenten (dagen) noodzakelijk zijn waarbij simultaan acht dubbele schietfuiken worden gebruikt. Nazorg de komende jaren is uiteraard essentieel om geen nieuwe voortplanting toe te laten, en de nog overblijvende individuen te verwijderen. Als alternatief voor actieve bestrijding werd de passieve bestrijdingsmaatregel habitatherstel onderzocht. Deze methode lijkt voor grote en geconnecteerde populaties de meest haalbare optie. De introductie van snoek kan namelijk bijdragen tot een verlaging van het voedselaanbod voor dikkoppen, alsook een verhoogde predatie op

stierkikkerlarven. Ten slotte toonde onderzoek in laboratoriumomstandigheden aan dat chemische sterilisatie van adulte mannetjes een verder te onderzoeken piste kan zijn.

*Operationaliseren van bestrijding*. De inzichten verworven rond verspreiding, ecologie en bestrijding werden vervolgens samengebracht en via een pilootproject geoperationaliseerd. Verantwoordelijkheden, bestrijdingsacties en kosten werden in kaart gebracht bij de bestrijding van de soort in een geïsoleerde populatie te Arendonk. Hierbij werd een nauwe communicatie gevoerd en werden afspraken gemaakt tussen een centrale coördinatie (Vlaamse en provinciale overheid), vijvereigenaars (privaat) en bestrijdingsuitvoerders (gemeente-sociale economiebedrijf). De modelaanpak bleek op alle niveaus goed te werken: coördinatie, ontwikkeling van draagvlak (zowel eigenaars als gemeente zijn positief), efficiënte uitvoering (dubbele schietfuiken zijn praktisch) en kosten (weinig transport- en personeelskosten). De ontwikkelde aanpak kan dan ook als model werken voor andere gelijkaardige bestrijdingen van stierkikker in Vlaanderen/Nederland.

# Summary

American bullfrog *Lithobates catesbeianus* is listed as one of the top 100 most invasive species in the world by the IUCN. The species is considered a major threat to biodiversity in general, and amphibians in particular, since it is highly competitive and acts as a voracious predator in aquatic ecosystems. Moreover, American bullfrog is often a carrier of pathogens, such as fungi and viruses, known to infect other amphibians. In Flanders, American bullfrog is present for twenty years, and distributed over five reproductive populations. In the Netherlands, a population was discovered during the course of this project.

In order to achieve a comprehensive approach to combat invasive alien species, policy makers, scientists and managers collaborated and initiated the European Interreg IV A project Invexo 'Less invasive plants and animals, more biodiversity' (cross-border region Flanders – The Netherlands, 2009-2012), case American bullfrog. This study aimed to determine whether the further spread of the species could be stopped, and how the present populations might be eradicated. In particular, attention was paid to prevention, early detection, research on ecology and control, and the operationalization of management, taking into account key elements such as communication, collaboration and innovation.

*Prevention*. During the project several communication actions were set-up and focused towards the naturalists community and animal lovers, policy makers, managers as well as the wider public. Themes that were dealt with encompassed: discouraging the purchase and pet keeping of the species, to avoid escapes to nature. These communication actions were disseminated through different channels, such as spoken, written and visual media. In addition, information sessions, workshops and seminars were organized.

*Rapid detection*. Setting-up a detection system for new observations of the species (early warning system) is essential in combating invasive species. For this purpose, existing channels were used that allowed for rapid reporting (www.waarnemingen.be and www.waarneming.nl). In addition, at the beginning of the project, interested volunteers followed training sessions on recognition of the species (sound, behaviour and appearance), and were asked to investigate on a regular basis the presence of the species in a location assigned to them. Reports of the species were then validated by experts, either by verifying with known distribution data, feedback from the observers, or an actual site inspection.

*Research on ecology and control*. In our region American bullfrogs mainly occur in aquatic habitats on sandy soil, in the Campine area (province of Antwerp). The small (2000 m²), shallow and permanent ponds in this region warm up fast, have in many cases a high supply of nutrients (algae) and limited predation. The ponds are turbid, have little or no submerged aquatic plants and contain a high fish biomass. The land habitat of the species was investigated by radiotelemetry and proved to consist mainly of swamp forests. Finally, the infection rate by fungi and viruses in adults and tadpoles was investigated from a number of test areas. These infection rates turned out to be rather low, but in some cases Ranavirus, chlamydia and chytrid fungus were detected. Combating the species in small and isolated populations will be most effective using double fyke nets. The catchability of the material was on average 6 % for tadpoles, whereas, for adults only 0.4 % were caught with one catch per unit effort. A simulation of the effort needed to reduce the population size to a level that more likely affects the final numbers demonstrated that on average 7 to 8 catch efforts (days) would be necessary with eight double fyke nets per pond. A follow-up in the coming years is obviously essential, so that any new reproduction can be prevented, and remaining individuals are removed. As an alternative to active control, passive control (habitat restoration) seemed the most feasible option in large and connected (meta-)populations. The introduction of pike can contribute to a reduction in the food supply for tadpoles, and increased predation on bullfrog larvae. Finally, research under laboratory conditions showed that chemical sterilization of adult males could be a path that merits further investigation.

*Operationalization of management*. The insights gained in distribution, ecology and control were brought together and operationalized through a pilot project. Responsibilities and costs of control

actions were mapped to combat the species in an isolated population in Arendonk (Antwerp). Here, a close communication was performed and agreements were made between a central coordinating body (regional and local government), pond owners (private) and managers (municipality-social economy company). The model approach seemed to work well at all levels: coordination, awareness raising (both owners and municipality were positive), efficient implementation (double fyke nets are practical) and cost (fyke nets are relatively cheap, low transportation costs and personnel costs). The developed approach can work as a model for other similar eradication actions of American bullfrog in Flanders and The Netherlands.

# Niet-technische samenvatting

## Inleiding

Het introduceren van uitheemse soorten (exoten) is naast habitatverlies, vervuiling, overexploitatie, en klimaatwijziging één van de belangrijkste oorzaken van biodiversiteitsverlies. Alhoewel het verhandelen van soorten al sinds eeuwen plaats vindt, is dit fenomeen sinds enkele decennia door een sterk gestegen globalisering exponentieel toegenomen. In de meeste gevallen blijven deze introducties zonder ecologisch gevolg, en vertonen verscheidene van deze exoten zelfs een belangrijke maatschappelijke of economische waarde. Echter, in een klein percentage van de gevallen worden wel grootschalige negatieve effecten op de biodiversiteit waargenomen. Uitheemse soorten kunnen invasief worden doordat ze zich in hun nieuw verspreidingsgebied ongehinderd kunnen manifesteren. Zowel de sterke competitieve eigenschappen van de invasieve exoot als de lage aanwezigheid van predatoren, parasieten of pathogenen kunnen hiervoor verantwoordelijk zijn. Naast een schadelijke invloed op ecologie kunnen invasieve soorten ook negatieve effecten hebben op economie en volksgezondheid.

De stierkikker *Lithobates catesbeianus* is oorspronkelijk afkomstig van de oostelijke helft van Noord-Amerika. Initieel werd de stierkikker in Europa ingevoerd om commerciële redenen (kikkerbilproductie), maar de soort wist te ontsnappen uit kwekerijen. Bijkomend werd ze accidenteel getransporteerd over grote delen van Europa samen met levende vis bestemd voor aquacultuur, tuinverfraaiing of hengelsportredenen. De soort werd bovendien verkocht in dierenspeciaalzaken en tuincentra om tuinvijvers op te fleuren met beeld & klank. In Vlaanderen en Zuid-Nederland komt de soort sinds een twintigtal jaar voor in het wild in enkele geïsoleerde populaties. Daarenboven heeft ze sinds een tiental jaar een grote populatie ontwikkeld centraal in de provincie Antwerpen van waaruit ze verder gestaag uitbreidt. De stierkikker vormt een bedreiging voor de inheemse biodiversiteit in het algemeen, en amfibieën in het bijzonder, daar ze sterk competitief en vraatzuchtig is. Bovendien is de stierkikker drager van een aantal belangrijke ziekteverwekkers, zoals schimmels en virussen, waarmee andere amfibieën kunnen besmet worden.

Om de sterke toename aan invasieve uitheemse soorten een halt toe te roepen heeft het beleid een aantal initiatieven genomen. Op Europees niveau is een richtlijn in de maak die een efficiënte aanpak van het probleem moet mogelijk maken. In België is er een verbod op invoer, doorvoer en uitvoer en bezit van een selectie van invasieve uitheemse soorten in opmaak, terwijl in Nederland de Fauna- en Florawet de handel en het bezit van uitheemse soorten reguleert. In Vlaanderen kan op basis van het Soortenbesluit de bestrijding van problematische soorten worden gedefinieerd. Specifiek voor stierkikker is er op Europese schaal een invoerverbod van de soort in het kader van CITES. Bovendien vermeldt de IUCN stierkikker als één van de 100 ergste invasieve soorten ter wereld.

Om te komen tot een grondige aanpak van invasieve exoten hebben beleidsmakers, wetenschappers en beheerders de handen in elkaar geslagen. Het Europees Interreg IV A project Invexo ‘Minder invasieve planten en dieren, meer biodiversiteit’ (grensregio Vlaanderen-Zuid Nederland, 2009-2012) ontwikkelde via ervaringen opgedaan met een aantal gevalstudies (stierkikker, Amerikaanse vogelkers, zomerganzen en waterplanten) een kader rond beleid en bestrijding van invasieve soorten. Voor elk van deze gevalstudies werd nagegaan of en hoe de bestrijding van de soort in kwestie in de grensregio geoptimaliseerd kon worden, zodat in een latere fase op grotere schaal en kostenefficiënt succesvolle realisaties op het terrein kunnen gebeuren.

# Doelstellingen

De huidige studie heeft tot doel na te gaan of de verdere verspreiding van stierkikker kan worden gestopt, alsook hoe de aanwezige populaties al dan niet volledig kunnen worden ingedijkt. Meer bepaald worden volgende aspecten behandeld waarbij communicatie, samenwerking en innovatie centraal staan:

Preventie. Kan via een gerichte communicatie naar verschillende doelgroepen (zoals natuur- en dierenliefhebbers, beleidsmakers, beheerders, brede publiek, …) een boodschap gebracht worden die de aanschaf en het houden van de soort ontmoedigen en ontsnappingen naar de natuur voorkomen?

Snelle detectie. Kunnen via een gebruiksvriendelijk meldingssysteem nieuwe waarnemingen snel en accuraat gedetecteerd worden? Kunnen deze meldingen eenvoudig worden geverifieerd zodanig dat actuele verspreidingskaarten ontstaan die verdere bestrijdingsacties faciliteren?

Onderzoek naar ecologie en bestrijding. Welke gekende bestrijdingsmethoden kunnen doeltreffend zijn in de Vlaams-Nederlandse ecologische context? Dienen er nieuwe innovatieve methoden te worden ontwikkeld (zowel op het terrein als in het laboratorium), waarbij rekening wordt gehouden met een draagvlak bij de bevolking, effectiviteit en kostenefficiëntie bij uitvoering?

Operationaliseren van bestrijding. Kan met de verworven inzichten een operationeel programma (verantwoordelijkheden, bestrijdingsacties, kosten), alsook een modelaanpak ontwikkeld worden waarbij betrokken instanties op verschillende niveaus zich engageren?

# Resultaten

## Preventie

Investeringen in bestrijdingsacties zijn nutteloos indien zich tegelijk nieuwe introducties blijven voordoen. Tijdens het project werden op regelmatige basis gerichte communicatieacties opgezet naar natuur- en dierenliefhebbers, beleidsmakers, beheerders en het brede publiek toe om de aanschaf en het houden van de soort te ontmoedigen en ontsnappingen naar de natuur te voorkomen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van verschillende kanalen, zoals gesproken, geschreven en visuele media. Daarnaast werden infosessies, workshops en studiedagen georganiseerd. De belangstelling hiervoor was opmerkelijk groot, daar niet enkel op initiatief van het projectconsortium informatie werd verspreid, maar ook vragen vanuit het publiek naar het projectteam toe kwamen. Dat het thema van invasieve soorten momenteel hoog in de mediabelangstelling staat, alsook het soms spectaculaire verhaal rond stierkikker, speelt hierbij zeker een rol.

## Snelle detectie

Het opzetten van een systeem om nieuwe waarnemingen van de soort snel te lokaliseren (zogenaamd early warning system) is essentieel. Hiervoor werden bestaande waarnemingskanalen gebruikt die een snelle invoer en doorstroming van informatie mogelijk maken (www.waarnemingen.be en www.waarneming.nl). Daarnaast werd bij aanvang van het project langsheen de grensregio aan geïnteresseerden gevraagd om een opleiding te volgen rond herkenning (geluid, gedrag en uiterlijk) om daarna op regelmatige basis een aan hen toegewezen kilometerhok te onderzoeken op aanwezigheid van de soort. Meldingen werden vervolgens door experten gecontroleerd op juistheid, ofwel door verificatie met gekende verspreidingsgegevens, een terugkoppeling met de waarnemer, of een feitelijke terreincontrole. Deze integrale aanpak leidde tot sterk geactualiseerde verspreidingskaarten van de soort, alsook de detectie van een tot voor dit project ongekende haard van voortplanting in Nederlands Limburg. Deze populatie kon hierdoor ondertussen ook verwijderd worden. Een goede kennis van de verspreiding van de soort is een absolute vereiste om de bestrijding ervan optimaal te operationaliseren.

## Onderzoek naar ecologie en bestrijding

### *Ecologie*

Om een goede bestrijdingsmethode te ontwikkelen dient meer inzicht verworven te worden in de ecologie van de soort in Vlaams-Nederlandse context. Hiervoor werd onderzoek verricht naar de water- en landhabitat van de verschillende levensstadia van de soort, het verspreidingsvermogen en gedrag. Daarnaast werd de infectiegraad van stierkikker door schimmels en virussen ingeschat om een potentieel gevaar op inheemse amfibieën te kwantificeren.

Stierkikker komt in onze regio voornamelijk voor op de warme zandgronden van de Kempen (Hoogstraten, Arendonk, Grote Netevallei van Hulshout tot Balen). De kleine (gemiddelde grootte van de vijvers is rond de 2000 m²), ondiepe en permanente vijvers uit deze regio, warmen snel op, hebben in veel gevallen een hoog aanbod aan voedingsstoffen en een beperkte predatie. De vijvers zijn troebel, hebben weinig of geen ondergedoken waterplanten en herbergen een hoge visbiomassa die in de meeste gevallen eveneens bestaat uit een heel gamma aan uitheemse soorten (zoals onder andere Amerikaanse dwergmeerval, zonnebaars, …). Het landhabitat van de soort werd door middel van radiotelemetrisch onderzoek in kaart gebracht. Een tiental stierkikkers werden gezenderd en het jaarrond gevolgd om meer inzicht te krijgen waar en in welk seizoen volwassen stierkikkers foerageren en zich voortplanten. Een beperkte mobiliteit werd vastgesteld (< 1 km rond de vangstplaats), alhoewel één individu toch een kleine kilometer aflegde doorheen het jaar. Het gedrag van dikkoppen werd zowel in een experimenteel laboratoriumopzet als vervolgens op het terrein onderzocht. Dikkoppen bleken in een laboratoriumomgeving aangetrokken te worden door bepaalde lokstoffen (zoals lever, bloedworst, …), maar testen op het terrein waren voorlopig minder succesvol. Dikkoppen gebruiken het hele wateroppervlak, zoals bleek uit merk-hervangst gegevens van gemerkte individuen, en vertonen een verhoogde activiteit bij (zwoel) regenweer. Ten slotte werd de infectiegraad van adulten en dikkoppen door schimmels en virussen onderzocht bij individuen afkomstig uit een aantal testgebieden. Deze bleek eerder laag te zijn, maar in enkele gevallen werden Ranavirus, chlamydia en chytride-schimmel vastgesteld. stierkikkers in de grensregio zijn dus potentieel drager, waardoor voorzichtigheid geboden is bij contact met stierkikker en verspreiding van mogelijks besmet vangstmateriaal om de inheemse amfibieënfauna niet te infecteren.

### *Bestrijding*

Stierkikker wordt wereldwijd door middel van een hele rist aan methoden bestreden. Deze zijn o.a. afschot, elektrovisserij, gebruik van hand- en sleepnetten, harpoeneren, fuik- en emmervallen, valbakken, chemische stoffen, demping van voortplantingswateren en wijziging van habitats. Niet alle vangstmethoden en wijzen van doden worden door de wetgeving in Vlaanderen en Nederland toegestaan, niet alle methoden zijn even effectief en het draagvlak voor sommige ervan is laag of ongekend. Daarom werden de verschillende methoden tegen elkaar afgewogen, rekening houdend met wetgeving, draagvlak, effectiviteit en kostenefficiëntie.

Een aantal diervriendelijke vangstmethoden werden weerhouden voor onderzoek. Het betrof dubbele schietfuiken, sleepnetten, elektrovisserij, manuele nachtvangsten, emmervallen en valbakken. Bij deze methoden worden de dieren levend gevangen en kan de bijvangst (zoals andere amfibieën en vissen) in goede gezondheid teruggeplaatst worden. Aansluitend werd een overdosis van het verdovingsmiddel benzocaïne gebruikt om gevangen stierkikkers (adulten en larven) op een humane manier te doden, waarna kadaververwerking door bevoegde bedrijven gebeurde. Communicatie naar belangengroepen, het brede publiek en de overheid hierrond werd gevoerd en werd goed onthaald. Dubbele schietfuiken bleken efficiënt. Droogzetting gevolgd door afvangst met sleepnetten of schepnetten kan als alternatief gehanteerd worden. Nachtvangsten, emmervallen, valbakken en elektrovisserij bleken eerder beperkt werkzaam en zijn arbeidsintensief.

Om de vangstefficiëntie van dubbele schietfuiken in te schatten en de populatiegrootte te bepalen werden in een drietal gebieden (Hoogstraten, Arendonk en Balen) meerdere vijvers onderzocht. Via twee schattingsmethoden (vangst-depletie en merk-hervangst) werd de vangstbaarheid van

stierkikker bepaald bij het gebruik van dubbele schietfuiken, en bleek deze voor dikkoppen op 6 % van de populatie te liggen. Populatiedensiteiten van dikkoppen varieerden aanzienlijk tussen vijvers met een bereik van 950 tot 120.804 dikkoppen per ha. Bijkomend werd nagegaan welke inspanning geleverd moest worden om de populatie tot een aanvaardbaar niveau terug te dringen. Hieruit bleek dat voor de bestrijding in een vijver gemiddeld gezien 7 à 8 wegvangstmomenten (dagen) noodzakelijk zijn waarbij acht dubbele schietfuiken worden gebruikt. Het aantal volwassen individuen aan een vijver werd geschat op 1 dier per 10 m oeverlengte. Met een gemiddelde oeverlengte van 200 m in het type van onderzochte vijvers zijn dus algauw een 20-tal individuen aanwezig. Nazorg de komende jaren is uiteraard essentieel om geen nieuwe voortplanting toe te laten, en nog overblijvende individuen te verwijderen. Ook droogzetting via leegpompen, aangevuld met het gebruik van sleepnetten en manuele vangsten, en al dan niet volledige demping van vijver werd onderzocht als methode (Baarlo en Hoogstraten) en bleek effectief. Deze maatregelen zijn echter niet overal toepasbaar door vergunningen, wenselijkheid, draagvlak, praktische haalbaarheid en hogere kosten.

Als alternatief voor actieve bestrijding werd passieve bestrijding door middel van habitatherstel onderzocht in een experimenteel opzet (Balen). Hierbij werden gangbare methoden (biomanipulatie) toegepast om troebele, waterplantloze vijvers om te zetten in plassen met helder water en weelderige ondergedoken begroeiing. Het verwijderen van het volledige amfibieën- en vissenbestand en bepoting met predatoren zoals snoek, kunnen bijdragen tot een verlaging van het voedselaanbod voor dikkoppen, alsook een verhoogde predatie op stierkikkerlarven uitoefenen. De aanwezigheid van snoek in de voortplantingsvijvers bleek zowel een effect te hebben op de algemene waterkwaliteit (verhoging van waterhelderheid en aanwezigheid van ondergedoken waterplanten) als op het aantal dikkoppen, dat een factor 10 lager lag dan in vijvers zonder snoek. Snoek genereert zowel een direct effect via zijn predatie op dikkoppen, als een indirect effect door een verhoogde predatie van macroinvertebraten (libellen- en keverlarven) op de dikkoppen. Deze laatste predatie ontstaat doordat snoek eveneens sterk zonnebaars opeet, die op hun beurt hierdoor minder macroinvertebraten verorberen, zodat de dikkoppen een verhoogde predatie door macroinvertebraten ondervinden.

Ten slotte werd onder laboratoriumomstandigheden onderzoek verricht naar de chemische sterilisatie van adulte mannetjes. Het principe hierachter is dat steriele mannetjes in competitie treden met vruchtbare mannelijke dieren waardoor het aantal bevruchte legsels afneemt. Bovenop de competitie tussen de steriele en vruchtbare mannetjes blijven de steriele mannetjes hun kleinere soortgenoten opeten, waardoor beide processen op termijn kunnen resulteren in een afname van het aantal stierkikkers. Deze methode wordt momenteel reeds met succes toegepast op invasieve zeeprikken in enkele Amerikaanse meren. Er werd onderzocht welke dosis van het gebruikte product (Bisazir) nodig is om steriliteit bij stierkikker te veroorzaken zonder dat de conditie van het dier hieronder lijdt (belangrijk voor de competitie en het kannibalisme). Verder onderzoek moet uitmaken in hoeverre deze piste haalbaar zal zijn.

## Operationaliseren van bestrijding

De inzichten verworven over verspreiding, ecologie en bestrijding werden vervolgens samengebracht en via een pilootproject geoperationaliseerd. Verantwoordelijkheden, bestrijdingsacties en kosten werden in kaart gebracht bij de bestrijding van de soort in een geïsoleerde populatie te Arendonk. Hierbij werd een nauwe communicatie gevoerd en werden afspraken gemaakt tussen een centrale coördinatie (Vlaamse en provinciale overheid), vijvereigenaars (privaat) en bestrijdingsuitvoerders (gemeente-sociale economiebedrijf). De modelaanpak bleek op alle niveaus goed te werken: coördinatie, ontwikkeling van draagvlak (zowel eigenaars als gemeente zijn positief), efficiënte uitvoering (dubbele schietfuiken zijn praktisch) en kosten (weinig transport- en personeelskosten). De ontwikkelde aanpak kan als model werken voor andere gelijkaardige bestrijdingsacties in Vlaanderen en Nederland.

# Conclusies

Tot voor de start van dit project was van enige bestrijding van stierkikker in Vlaanderen/Nederland geen sprake (met uitzondering van de verwijdering van een populatie in een enkele tuinvijver te Breda begin de jaren 1990). Meldingen van stierkikker werden deels door amfibieënwerkgroepen verzameld, zonder hiervoor echter gestructureerd natuurliefhebbers op te leiden en te mobiliseren. Bovendien was er slechts gefragmenteerde informatie beschikbaar over de verschillende aspecten die essentieel zijn voor een goed exotenbeheer. Deze studie heeft deze lacunes grotendeels opgevuld, en brengt een globaal overzicht van reeds gepubliceerde informatie over de soort (ecologie, impact, bestrijding, introductiehistoriek, wetgeving) aangevuld met het identificeren van hiaten. Deze informatie zal ook als startbasis dienen voor het opstellen van een risicoanalyse in functie van een Belgisch importverbod, voor het optimaliseren van bestrijdingsmethoden waarbij rekening gehouden wordt met draagvlak en kostenefficiëntie én voor het opzetten van een modelaanpak bij operationalisering. Dit in de grensregio uitgewerkte draaiboek laat een opschaling van de bestrijding toe naar een ruimer geografisch gebied.

Communicatie over verschillende aspecten, zoals sensibilisering van aanschaf en houden van de dieren, het melden van waarnemingen, de humane manieren van doden, werden breed opgezet via verschillende media en goed onthaald bij het publiek en doelgroepen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de projectwebsite www.invexo.eu (.nl/.be) die de burger blijvend zal informeren, een meldingssysteem voor waarnemingen (www.waarnemingen.be en www.waarneming.nl), en een netwerk van waarnemers dat snel valt te mobiliseren om gebieden te inventariseren en verspreidingskaarten te actualiseren.

Het onderzoek naar ecologie en bestrijding bracht belangrijke informatie aan voor het identificeren van geschikte en betaalbare bestrijdingsmethoden. Hieruit werd een draaiboek ontwikkeld dat voor elk startscenario een advies geeft aan de beleidsmaker en de beheerder om acties uit te voeren. Zo kunnen geïsoleerde populaties (zoals Hoogstraten, Arendonk en Baarlo) best integraal aangepakt worden waarbij op korte termijn (enkele jaren) intensief (alle haarden samen) naar uitroeiing wordt gestreefd. Het gebruik van dubbele schietfuiken kan hierbij een goede, kostenefficiënte maatregel zijn. Indien opportuun kan ook geopteerd worden voor een bijkomende isolatie van de voortplantingsgebieden door omheinen, waarna een tijdelijke drooglegging kan volgen met het afslepen van nog aanwezige stierkikkers met een zegennet. Een volledige demping van vijvers kan eveneens tot de mogelijkheden behoren, mits het incalculeren van hogere kosten, eventuele conflicterende belangen met andere aanwezige natuurwaarden en een lager draagvlak bij de bevolking. Nazorg de opvolgende jaren is essentieel opdat dat de voortplanting niet opnieuw start en aanvullend eventueel achtergebleven individuen kunnen worden verwijderd. Bij de aanleg en het vergunningenbeleid in functie van nieuwe poelen in de omgeving van haarden, dient tijdelijke drooglegging van de nieuwe poel als randvoorwaarde opgenomen te worden om verdere verspreiding van stierkikker niet in de hand te werken. In geconnecteerde populaties (zoals de Grote Netevallei) is uitroeiing wellicht geen haalbare kaart meer. Een versnipperde eigendomsstructuur en veel hogere kosten bemoeilijken deze doelstelling. Hier kan eerder geopteerd worden voor grootschalig habitatherstel waarbij de stierkikkerpopulaties worden gecontroleerd tot een aanvaardbaar niveau (geen dominantie van stierkikker in de vijvers). Bovendien zal niet alleen stierkikker effecten ondervinden van dit beheer, maar zal de gehele biodiversiteit een positieve invloed ondervinden. Het opzetten van dit habitatherstel is bij private eigenaars echter slechts haalbaar op vrijwillige basis, en vraagt om gerichte communicatie naar hen toe met eventueel financiële ondersteuning voor uitvoering. Bij terreinbeherende verenigingen (overheid en ngo's) zou habitatherstel als standaardbeheermaatregel (Van Uytvanck & De Blust, 2012) opgenomen moeten zijn in de plannen voor het beheer van hun natuurpatrimonium, om de globale biodiversiteit van ondiepe, stilstaande wateren te garanderen. Eventueel kan aan de rand van deze geconnecteerde populaties een verdere verspreiding bemoeilijkt worden door toch actief weg te vangen. Hier kunnen dubbele schietfuiken eveneens dienst doen om migrerende individuen te onderscheppen of recent ontstane populaties te verwijderen. Verstoring van voortplanting via sterilisatie van adulte mannetjes biedt eveneens perspectieven. Verder onderzoek naar een

technische operationalisering alsook een verdere investering in de ontwikkeling van een maatschappelijk draagvlak is aanbevolen.

Het pilootproject naar operationalisering waarbij verschillende betrokkenen actief samenwerken, biedt perspectieven naar de toekomst. Een coördinerende rol bij een overheid die het overzicht bewaakt van de acties die dienen te gebeuren volgens een vooraf uitgedokterd scenario, een uitvoerende rol bij de verantwoordelijke overheid/ngo/private persoon volgens de meest geschikte methode aangereikt door de wetenschap/overheid, en een toelating van de vijvereigenaar om acties (te laten) uitvoeren, kan toegepast worden op meerdere locaties in Vlaanderen/Nederland. Een overzicht van verantwoordelijkheden, kosten en draagvlak werd via dit pilootproject in kaart gebracht, en werd algemeen positief onthaald door de verschillende actoren.

# Beleidsrelevantie en praktische toepassing

De resultaten uit dit project ondersteunen het beleid bij het opzetten van een kader rond en het aanreiken van detailinformatie over de bestrijding van invasieve soorten in het algemeen en stierkikker in het bijzonder. Verschillende facetten bij het exoten/stierkikkerbeleid worden concreet gemaakt, zoals het opzetten van een afwegingskader, het ontwikkelen van een communicatiestrategie, het samenbrengen van informatie over verspreiding, snelle detectie, gegevens over impact van de soort, geschikte bestrijdingsmethoden, kosten en mogelijke aanpak voor operationalisering. Meer bepaald blijkt uit de studie dat een draagvlak aanwezig is bij het publiek voor te ondernemen acties, wordt snelle detectie en verspreidingsinformatie verzekerd via een nieuw opgezet communicatiesysteem, zijn kostenefficiënte acties ontwikkeld en is een draaiboek beschikbaar gemaakt dat de meest optimale aanpak adviseert bij verschillende scenario's. Wanneer het beleid deze informatie oppikt en nog een aantal onduidelijkheden in de wetgeving kan wegwerken, kan op korte tijd een operationeel programma gestart worden. Hiertoe dient het wetgevend kader verder verduidelijkt (wie draagt bestrijdingskosten, toelating betreding terreinen, verbod op aanschaf en houden van de soort, sensibilisering publiek), dient het toekennen van vergunningen bij bestrijding vereenvoudigd te worden (doden dieren, leegpompen of dempen vijvers) en is een adequate handhaving prioritair.

De praktische toepassing is nieuw, vermits in het verleden nog geen bestrijding van stierkikker plaats vond en er dus geen ervaring was met logistiek, kosten en uitvoering. De economische kost van stierkikkerbestrijding kon door dit project dus niet worden verlaagd, de reële maatschappelijke kost die de aanwezigheid van stierkikker en het verlies aan biodiversiteit in besmette wateren met zich brengt echter wel. Ook is in kaart gebracht wat de potentiële kosten kunnen zijn voor verschillende scenario's. Een vergelijking met de kosten bij stierkikkerbestrijding in het buitenland leert bovendien dat deze gevoelig hoger ligt dan wat voorgesteld wordt voor de grensregio Vlaanderen en Nederland. Een operationalisering op landelijk, gewestelijk of provinciaal niveau wordt best gecoördineerd en gesuperviseerd door de bevoegde overheid die zich wetenschappelijk laat ondersteunen, waarbij bestrijdingsacties uitgevoerd worden door overheden (provincie, steden en gemeenten) of in hun opdracht door erkende bedrijven (sociale economiebedrijven, studiebureaus, private bestrijders). Een goede monitoring dient deze acties te flankeren. Particuliere eigenaars of terreinbeherende verenigingen dienen gesensibiliseerd te worden rond de exotenproblematiek. Een aanpak van het probleem is enkel mogelijk met een collectieve inspanning van alle betrokken sectoren en stakeholders en een duidelijke ondersteuning vanuit de overheid.

# Inleiding

*Biologische invasies zijn op wereldvlak de tweede grootste oorzaak van het uitsterven van soorten.*

*Biologische invasies zijn op wereldvlak verantwoordelijk voor 40 % van de gekende extincties.*

De introductie van uitheemse soorten vormt naast direct habitatverlies, vervuiling, overexploitatie, en klimaatwijziging de belangrijkste druk op de biodiversiteit (Cox, 2004; Pimental et al., 2002a; Pimental et al., 2002b; Wilcove et al., 1998). Biodiversiteitsverlies ten gevolge van biologische invasies leidt tot biotische homogenisatie wat de capaciteit van soortengemeenschappen om zich aan te passen aan veranderende omstandigheden en de veerkracht van ecosystemen doet afnemen. Uiteindelijk worden hierdoor ook ecosysteemdiensten verstoord (Winter et al., 2009). Op de recente Biodiversiteitsconventie in Nagoya (COP 10) ondertekenden 190 landen daarom een strategisch plan om het verlies aan biodiversiteit te stoppen en ecosystemen beter te beschermen. Het controleren van problematische invasieve soorten is hierin expliciet als doelstelling opgenomen: tegen 2020 zijn invasieve exoten en introductiewegen waarlangs die binnenkomen in kaart gebracht en zijn prioriteiten gedefinieerd; prioritaire soorten zijn onder beheer of worden uitgeroeid en maatregelen zijn genomen om hun verdere introductie en vestiging te beletten.

Alhoewel het introduceren van soorten al sinds eeuwen plaats vindt, is dit verschijnsel sinds enkele decennia exponentieel toegenomen (Hulme, 2009). Een sterk gestegen globalisering is hiervoor verantwoordelijk, waardoor uitheemse soorten, al dan niet opzettelijk, in nieuwe streken terecht komen. In de meeste gevallen blijven deze introducties zonder ecologisch gevolg, maar in een klein percentage worden wel grootschalige negatieve effecten op de inheemse biodiversiteit waargenomen. Deze uitheemse soorten worden invasief doordat ze zich in hun nieuw verspreidingsgebied ongehinderd kunnen manifesteren. Zowel de lage aanwezigheid van predatoren, parasieten of pathogenen, en veelal sterkere competitieve eigenschappen dan inheemse soorten (e.g. voortplanting en voeding) kunnen hiervoor verantwoordelijk zijn (Williamson, 2006; Williamson & Fitter, 1996). Ook is er een duidelijke interactie tussen het succes van een invasieve soort en de milieukwaliteit van biotopen waarin ze terechtkomt (Didham et al., 2007).

Amfibieën doen het als groep wereldwijd erg slecht (o.a. (Pounds & Masters, 2009). Uit een analyse van de IUCN blijkt dat, van de ruim 5700 soorten wereldwijd, meer dan 30 % van de soorten een bedreigd statuut hebben. Zeven en een half procent (427 soorten) daarvan worden momenteel ernstig bedreigd en bijna de helft van alle soorten vertoont een afnemende trend (IUCN Species Survival Commission et al., 2004). Daarmee kent de groep gevoelig meer bedreigde soorten in vergelijking met bv. vogels of zoogdieren (Stuart et al., 2004). De meest bedreigde groep zijn de soorten van neotropische, montane bergbeken. Habitatverlies en overexploitatie worden als belangrijkste drivers genoemd, daarnaast werden ook ziektes en klimaatwijziging aangewezen als belangrijke oorzaken van het verlies aan soorten (Pounds, 2001; Pounds et al., 2006). Een recente studie toont aan dat, voor de amfibieënsoorten die tussen 1980 en 2004 in een hogere categorie van bedreiging terechtkwamen, invasieve uitheemse soorten de belangrijkste driver zijn van deze achteruitgang (McGeoch et al., 2010).

De stierkikker *Lithobates catesbeianus* is oorspronkelijk afkomstig van de oostkust van Noord-Amerika. De soort heeft zich sinds vijftig jaar door introducties ten behoeve van de aquacultuur, consumptie en als huisdier over grote delen van de wereld succesvol gevestigd. Initieel werd de stierkikker in Europa ingevoerd om commerciële redenen (vleesproductie), maar wist op natuurlijke wijze te ontsnappen uit kwekerijen. Aansluitend werd ze accidenteel getransporteerd over grote delen van Europa te midden levende vis bestemd voor aquacultuur, ornamentele of hengelsportredenen. De soort wordt als een echte bedreiging voor de inheemse biodiversiteit aanzien daar ze sterk competitief en vraatzuchtig is (Stumpel, 1992). Bovendien is ze eerder ongevoelig voor een aantal belangrijke pathogenen, zoals schimmels en virussen, die ze echter wel met zich kan meedragen en waardoor ze andere amfibieën kan besmetten (James et al., 2009).

Om de recent sterke toename van uitheemse soorten een halt toe te roepen heeft het beleid een aantal initiatieven genomen. Zo is er op Europees niveau een strategie in de maak die de introductie van uitheemse soorten moet doen stoppen (2008; Shine et al., 2010). Op Belgisch niveau is er een verbod op handel en bezit van invasieve uitheemse soorten op til, terwijl op Nederlands niveau de Fauna- en Florawet de handel en het bezit van uitheemse soorten reguleert. Op Vlaams niveau regelt het Soortenbesluit het beheer en bestrijding van deze soorten. Specifiek voor stierkikker zijn er vanuit de Europese wetgeving reeds enkele restricties met betrekking tot de problematiek van introducties en hun veelal negatieve impact, met name de Bern Conventie (Rec. 77, uitroeiing van invasieve exoten in het algemeen), en aanvullingen op het internationale CITES (EU Wildlife Trade Regulation 338/97, geen invoer binnen Europa). Bovendien vermeldt de wereldwijde IUCN Invasive Species Specialist Group stierkikker als één van de 100 meest invasieve soorten (Lowe et al., 2004). Een nog goed te keuren Belgisch Koninklijk Besluit omtrent uitheemse soorten, vermeldt eveneens stierkikker als verboden in- en uit te voeren.

Met het bovenstaande gamma aan beleidsinstrumenten lijkt de toekomst voor stierkikker in onze contreien aflopend. Het Europese importverbod holt echter achter de feiten aan (Mergeay, 2009b; Perry & Farmer, 2011b; Scalera, 2010b) en de gekende beheer- en bestrijdingstechnieken voor de soort zijn onvoldoende o.a. (Adams & Pearl, 2007). In het buitenland werd reed geëxperimenteerd met een aantal methoden rond introductiepreventie, alsook actieve wegvangst en het verhinderen van migratie, maar werden deze maatregelen als weinig doeltreffend of te kleinschalig ervaren. De nood aan verder innovatief onderzoek en gerichte acties op het terrein is dus urgent om een verdere verspreiding van de soort te verhinderen en zijn aanwezigheid terug te dringen.

In het kader van het Europees Interreg IV A programma (Vlaanderen-Zuid Nederland) worden grensoverschrijdende projecten gestimuleerd die innovatie en communicatie centraal stellen. Het project Invexo 'Minder invasieve planten en dieren, meer biodiversiteit' (2009-2012) heeft tot doel om het probleem van invasieve soorten in het algemeen aan te pakken, via ervaringen opgedaan bij een aantal gevalstudies (stierkikker, Amerikaanse vogelkers, zomerganzen en invasieve waterplanten). Eveneens wordt voor elk van deze gevalstudies nagegaan of en hoe het beheer van de soort in kwestie kan worden geoptimaliseerd, zodat in een latere fase op grotere schaal succesvolle realisaties op het terrein kunnen worden verwezenlijkt.

# 1 Literatuurstudie

Sander Devisscher, Jeroen Speybroeck & Tim Adriaens

**In alle talen:**

Latijn: Lithobates catesbeianus syn. Rana catesbeiana

Nederlands: Stierkikker, Amerikaanse brulkikker, Rundkikker, …

English: American bullfrog

Français: Grenouille Taureau, Ouaouaron, Grenouille Mugissante, …

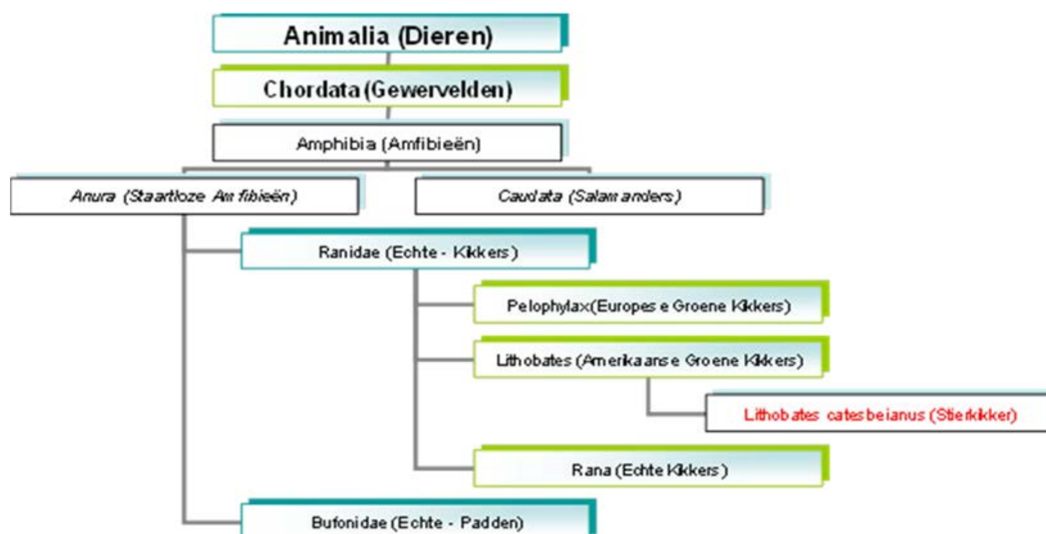
Deutsch: (Nord)amerikanischer Ochsenfrosch

Espagñol & Italiano: Rana toro

## 1.1 Soortbeschrijving

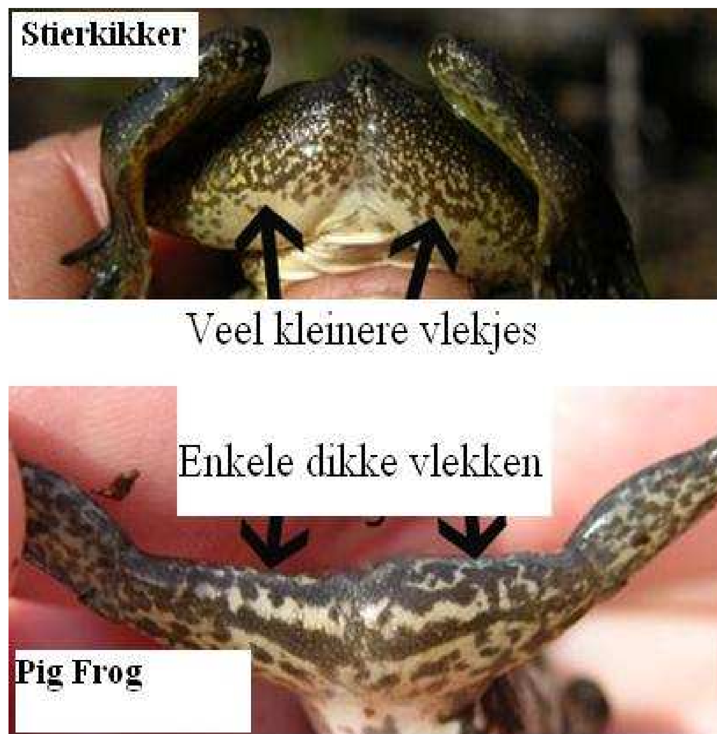
### 1.1.1 Taxonomie

De stierkikker *Lithobates catesbeianus* (Shaw 1802) (syn. *Rana catesbeiana*), ook wel Amerikaanse brulkikker of rundkikker genoemd, behoort tot de familie van de Echte kikkers (*Ranidae,* Figuur 1), een nagenoeg kosmopolitische kikkerfamilie (m.u.v. Australië en het zuiden van Zuid-Amerika) die wereldwijd zo'n 350 soorten omvat (Frost, 2011; Maret et al., 2006). De naamsverandering van *R. catesbeiana* naar *L. catesbeianus* is het gevolg van nieuwe inzichten in de fylogenie van de familie op basis van – o.a. - DNA onderzoek (Frost, 2011; Frost et al., 2006). Voor een uitgebreide bespreking van de systematiek, naamgeving, taxonomie en fylogenie verwijzen we naar de online database *Amphibian Species of the World (Frost, 2011)*. Het genus *Lithobates* Fitzinger 1843, een zustertaxon van *Rana*, telt volgens de Amphibian Tree of Life wereldwijd een vijftigtal soorten die verspreid zijn in Noord-, Midden- en Zuid-Amerika (Frost, 2011).




Figuur 1: Taxonomie van de stierkikker inclusief de grootste in Vlaanderen voorkomende orden, families en genera naast diegene van de stierkikker.

De stierkikker kan eventueel verward worden met de sterk gelijkende 'pig frog' of varkenskikker (syn. lagoon frog, southern bullfrog) *Lithobates grylio* (Stejneger, 1901), genoemd naar het geluid dat de mannetjes in de paartijd produceren. *L. grylio* is een kikkersoort uit het zuidoosten van de VS (zuidoosten van Texas, het uiterste zuiden van Louisiana, Mississippi en Alabama, , Florida, het zuidoosten van Georgia en het zuidoosten van South-Carolina) (Conant, 1958). Beide nauwverwante soorten leven in dat gebied grotendeels sympatrisch en lijken vrij goed op elkaar (Conant & Collins, 1998) waardoor ook accidentele import van Varkenskikkers tot de mogelijkheid behoort. De kans is wel klein dat de subtropische Varkenskikker zich in het Atlantisch klimaat van West-Europa kan handhaven, laat staan voortplanten. In China komen wel geïntroduceerde populaties van *L. grylio* voor (Fei, 1999). Deze soort zou eveneens een bedreiging kunnen vormen voor inheemse soorten en als vector van pathogenen kunnen optreden (Hammerson et al., 2008). Naast het knorrende paargeluid van de mannetjes heeft deze soort een puntigere snuit dan de stierkikker, zwemvliezen die bijna tot de teentoppen reiken (bij stierkikker steken de langste tenen duidelijk uit) en opvallend dikke, donkere vlekken en strepen op de achterzijde van de dijen (stierkikkers hebben hier vele kleine lichte vlekjes) (Conant & Collins, 1998) (Zie Figuur 2. In tegenstelling tot stierkikker, die zeer moeilijk te benaderen is, zou deze soort niet schuw zijn in gebieden waar er niet regelmatig op gejaagd wordt (Behler & King, 1979).




Figuur 2: Onderscheid tussen de stierkikker en de dicht verwante varkenskikker.

## 1.1.2 Morfologie en biometrie

Het eerste kenmerk dat opvalt bij de stierkikker is het grote formaat van alle levensstadia (larve, metamorf, adult). Een volwassen stierkikker kan tussen 10 en 20 cm groot worden. Kikkervissen kunnen tussen de 4 en de 17 cm lang worden, terwijl de metamorfen (pas gemetamorfoseerde dikkoppen) tussen de 7 en 10 cm groot zijn. Vrouwtjes worden gemiddeld iets langer dan mannetjes. Een stierkikker weegt gemiddeld rond de 500 gram met extremen tot 900 gram. Omdat ook de Europese meerkikker *Pelophylax ridibundus* stevig uit de kluiten gewassen kan zijn, geeft de grootte alleen geen uitsluitsel (De Wavrin et al., 2007; Jooris, 2005; Lougheed & Taylor, 2010).

Een (sub)adulte stierkikker is steeds visueel te onderscheiden van alle Groene kikkers door het ontbreken van een groene streep op de rug en, vooral, door het ontbreken van de huidplooien op de flanken ('dorsolaterale klierlijsten'), die bij inheemse kikkers van het oog tot de achterpoten loopt (Figuur 3). Deze klierlijsten worden gebruikt om secreties af te scheiden als afweermechanisme. Bij de stierkikker zitten deze klieren meer verspreid over het ganse lichaam en ontbreken de huidplooien in alle stadia, terwijl ze bij larven van groene kikkers die op het punt staan te metamorfoseren reeds duidelijk zichtbaar zijn. Verder valt bij volwassen stierkikkers het enorme trommelvlies op. Het trommelvlies is ook zeer duidelijk afgeboord door een huidplooi die begint aan het oog en loopt tot aan de voorpoot (Jooris, 2002a). Aan de grootte van het

trommelvlies kan men ook het geslacht bepalen. Dat van een mannetje is aanzienlijk groter dan het oog, bij een vrouwtje is het trommelvlies ongeveer even groot als het oog. Bij pas gemetamorfoseerde stierkikkers is het trommelvlies van hetzelfde formaat als dat van inheemse amfibieën.

Mannetjes hebben in de paartijd ook donker gekleurde paarkussentjes (paringswratten) op de duimen (De Wavrin et al., 2007). In de paartijd heeft het mannetje een gele keel (Figuur 5). Aangezien stierkikkers doorgaans zeer schuw zijn en moeilijk te vangen, zijn deze kenmerken het best waar te nemen met de verrekijker.




Figuur 3: (Links) stierkikker (♂, *L. catesbeianus*). (Rechts) meerkikker (*P. ridibundus*). De kenmerken die de stierkikker van andere Ranidae onderscheiden zij als volgt aangeduid. A: Groot trommelvlies <-> Klein Trommelvlies B: Huidplooi achter het trommelvlies vanaf het oog tot de voorpoot C: dorso – laterale huidplooi: ontbrekend<->aanwezig D: groene rugstreep: ontbrekend<->aanwezig (Foto's Jan Van Der Voort).

De rug van een stierkikker is olijfgroen tot bruin, ongevlekt of met een patroon van onregelmatige donkere vlekken. Dit komt echter voor bij de meeste leden van de familie van de *Ranidae* en vormt een van de hoofdoorzaken voor verwarring met de Europese groene kikkers. Bij bruine exemplaren is de kop vaak wel groen.

Ondanks de relatieve bekendheid van deze ondertussen mediagenieke soort, betreffen veel meldingen van stierkikker eigenlijk verkeerd gedetermineerde groene kikkers (Tabel 1). Vanwege hun formaat en luidruchtig karakter (het typische *kèk-kèk-kèk* geluid) betreft het vaak Europese meerkikkers. Larven en volwassen groene kikkers (*Pelophylax* synkl. *esculentus*) vertonen veel overeenkomsten met stierkikker en blijken in de praktijk voor een ongeoefend oog soms moeilijk te onderscheiden. Bovendien zijn groene kikkers eveneens luide kwakers waardoor men er al gauw van uitgaat met 'brulkikkers' te maken te hebben. De stierkikker wordt vaak verward met een uit de kluiten gewassen Europese meerkikker *P. ridibundus*, de grootste groene kikker, die tot meer dan 13 cm kan worden. Toch is er één zeer opvallend verschil nl.: de (geel)groene rugstreep die meestal overduidelijk zichtbaar is bij de leden van het groene kikker – complex (Jooris & Holsbeek, 2010) ontbreekt bij de stierkikker (Figuur 4). Andere inheemse kikkers zijn aanzienlijk kleiner dan stierkikker (o.a. De Wavrin et al. (2007), Van Diepenbeek et al. (2010) en Govindarajulu et al. (2005) (Zie Tabel 1).

**Europese meerkikker**

De Europese meerkikker P. ridibundus wordt in dit rapport vaak met de stierkikker L. catesbeianus vergeleken als zijnde de grootste inheemse soort. Dit is echter niet helemaal correct. De Europese meerkikker is in België een exoot afkomstig uit Centraal en Oost Europa en is in Vlaanderen een beschermde soort (categorie 1 Soortenbesluit).

Tabel 1: Kenmerken van stierkikker en groene kikkers naar (de Wavrin et al 2007, Lougheed & Taylor 2010).

| Stierkikker | Groene kikkers |
|---|---|
| ***Adulten*** | |
| Geen ruglijsten | Ruglijsten over hele lichaamslengte aanwezig |
| Opvallend groot trommelvlies, vaak groter dan het oog (minder duidelijk bij jonge dieren en vrouwtjes) | Trommelvlies kleiner dan oog |
| Mannetjes met één keelkwaakblaas | Mannetjes met twee wangkwaakblazen |
| Nooit een groene rugstreep | Bijna altijd een groene (soms gele) rugstreep, midden over de rug |
| ***Metamorfen*** | |
| Geen Ruglijsten | Ruglijsten reeds aanwezig |
| 3 tot 7 cm bij metamorfose | 2 tot 2,5 cm bij metamorfose |
| ***Larven*** | |
| Vlekkenpatroon van zwarte, zeer kleine, even grote stipjes (als speldenprikken) | Vlekjes op staart en rug groter en variabel |
| Lengte tot 17 cm | Lengte normaliter tot 8 cm, overwinterende larven soms echter groter tot 10 cm |
| ***Legsels*** | |
| Drijvende gelatineuze film | Eierklomp |
| 1000 tot 30000 eitjes (met uitschieters tot 40000 eitjes) | 200 tot 11000 eitjes |
| 1 à 2 Legsels per jaar | 1 legsel per jaar |
| ***Geluid*** | |
| De mannetjes maken een laag brommend keelgeluid *whrum* (in Amerika vaak omschreven als *more rum*), als kort loeigeluid van een rund. | De mannetjes maken schelle en vaak zeer gevarieerde kwakende geluiden. |
| Mannetjes roepen vaak in hun eentje. | Mannetjes vormen vaak zangkoren van meerdere individuen. |
| Bij het wegvluchten (onderduiken) maken stierkikkers meestal een ijl 'iep'-geluid. | Bij het wegvluchten (onderduiken) maken groene kikkers occasioneel een 'pfft'- geluid |



Figuur 4: (Links) Een meerkikker (*P. ridibundus*) in vergelijking met (Rechts) een stierkikker (♂, *Lithobates catesbeianus*).

De buik en keel van de stierkikker zijn vuilwit en grijs gevlekt. Tijdens de voortplantingsperiode (mei – juni) kleurt de keel van de geslachtrijpe mannelijke stierkikkers geel. De keel van de vrouwtjes en niet-geslachtsrijpe mannetjes blijft gedurende het hele jaar vuilwit met grijze vlekken (Lougheed & Taylor, 2010) (Figuur 5).



Figuur 5: (Links) ♂ stierkikker en (Rechts) ♀ stierkikker in het voortplantingsseizoen.

De grote achterpoten hebben zwemvliezen en de voorpoten zijn vrij. Dit kenmerk is, samen met de donkere banden op de achterpoten, typisch voor soorten van het genus *Lithobates* (Jooris, 2005).

De kwaakblaas van de stierkikker is enkelvoudig en ligt in de mondbodem, in tegenstelling tot de gepaarde kwaakblazen van de Europese groene kikkers (Lougheed & Taylor, 2010).

Pas gemetamorfoseerde stierkikkers hebben een gladde huid die, naargelang de stierkikker ouder wordt, ruwer en onregelmatiger wordt (Lougheed & Taylor, 2010).

De stierkikkerlarven vertonen een zeer divers kleurenpatroon, maar meestal zijn ze olijfgroen op de rug en beigewit tot geel op de buik (Jooris, 2005). Vaak zijn ze bruin tot zwart gespikkeld (Jooris, 2005). Larven van Groene kikkers kunnen, wanneer ze in het water overwinteren, in het tweede jaar een lengte bereiken van meer dan 10 centimeter. Dit verschijnsel komt bij larven van groene kikkers regelmatig voor en is een grote bron van verwarring. Stierkikkerlarven worden 15 tot 18 centimeter lang. Pas uit het ei gekomen stierkikkerlarven zijn ongeveer even groot als larven van inheemse kikkers en padden. In dit stadium is vooral de aanwezigheid van donkerbruine tot zwarte puntjes een belangrijk determinatiekenmerk.

**Stierkikkers zoeken:**

Hieronder worden verschillende methoden aangehaald die aangewend kunnen worden om te bepalen of er stierkikkers aanwezig zijn (aflopende nauwkeurigheid en gebruiksgemak)

1. Environmental-DNA, waterstaal nemen en opsturen naar gespecialiseerd labo, zoals SPYGEN (http://www.spygen.fr/fr/index.php) (jaarrond toe te passen)

2. (Amfibieën)fuiken plaatsen en 24u later controleren (periode mei - augustus)

3. Vijver rondgaan en luisteren naar 'iep'-geluid van wegspringende juveniele en subadulte stierkikkers (april – oktober).

4. Luisteren naar roepende mannetjes (april – augustus), eventueel uit te lokken met opgenomen 'paringsroep'.

5. Het wateroppervlak afspeuren op zoek naar larven (warme zonnige dagen juni – augustus).

6. Met de verrekijker de oever controleren op de aanwezigheid van adulte exemplaren (april – augustus)

Indien stierkikkers werden waargenomen kunnen deze in www.waarnemingen.be of www.waarneming.nl ingegeven worden zodat meldingen gecontroleerd kunnen worden.

Naast de visuele kenmerken kan men een stierkikker ook auditief onderscheiden van de inheemse kikkersoorten. De roep van een geslachtrijp mannetje, hoorbaar tijdens de voortplantingstijd van mei tot juli, is onmiskenbaar. Het wordt beschreven als het geluid van een stier op drie kilometer afstand of, door sommige vogelaars, als herinnerend aan het geluid van een roerdomp (Bailey, 1984). Minder bekend, maar vaak interessanter om de aanwezigheid van stierkikkers vast te stellen, is een karakteristiek, schel 'iep'-geluid, een vluchtroep van zonnende kikkers die van de oever in het water duiken. Ondanks haar grootte, is het 'gebrul' van de stierkikker in werkelijkheid eerder aan de stille kant (luisteren naar deze geluiden kan op de websites www.hylawerkgroep.be of www.ravon.nl).

### 1.1.3 Levensgeschiedenis

Het ontwikkelen en toepassen van beheermaatregelen vereist een goede kennis van de levensgeschiedenis en populatiekarakteristieken van een soort (Kaefer et al., 2007). In wat volgt worden een aantal kenmerken van de biologie en levensgeschiedenis van stierkikker gelijst die relevant zijn voor beheer en voor haar relatieve succes als invasieve soort.

#### *1.1.3.1 Reproductie*

Naast de grootte van de soort en haar brede ecologische niche, hangt het potentieel van stierkikker als invasieve soort samen met een aantal kenmerken van de reproductie zoals een continue gonadenontwikkeling, een lange reproductieve periode en een zeer hoge fecunditeit (Howard, 1978).

Stierkikkers zijn in theorie in staat zich het hele jaar door voor te planten. In werkelijkheid is de mogelijkheid tot voortplanten echter sterk afhankelijk van het klimaat en de ontwikkeling van het vrouwtje. Bij een te lage temperatuur gebeurt er helemaal geen reproductie, bij warmere temperaturen kunnen oudere vrouwtjes meerdere legsels produceren (De Wavrin et al., 2007; Kiesecker & Blaustein, 1998). Voortplanting in noordelijke populaties gebeurt gedurende de late lente (ten vroegste in maart) of de vroege zomer en duurt tot eind juni (soms tot midden september)(Flores-Nava, 2005). Populaties op en rond de evenaar kunnen zich gedurende het hele jaar voortplanten (Flores-Nava, 2005; Kaefer et al., 2007). De populaties van het zuidelijk halfrond planten zich voor van september tot februari (Jooris, 2005; Nöllert & Nöllert, 1992). In Europa duurt de voortplantingsperiode van april tot augustus, met uitlopers tot begin september (De Wavrin et al., 2007).

Subadulte mannetjes worden in de meeste gevallen geslachtsrijp in hun vierde kalenderjaar en beginnen dan voor het eerst te roepen. Gedurende de voortplantingsperiode zijn de mannelijke kikkers zeer goed te horen (Lougheed & Taylor, 2010) (meer info zie 1.1.3.4 Metamorf en volwassen stadium, blz. 37). Op het eind van het paringsritueel worden de eitjes gelegd, tijdens de amplexus, die bij de stierkikker tussen 20 minuten en 2,5 uur kan duren (Govindarajulu, 2010). Deze eitjes worden extern bevrucht door het sperma van het mannetje (Jooris, 2005).

De meeste paringen in Vlaanderen vinden plaats in de late lente en vroege zomer, zodat nieuwe generaties larven verschijnen in de maanden juli tot september (Tabel 2). Deze larven metamorfoseren ten vroegste in de zomer van hun tweede kalenderjaar (Willis et al., 1956). Dit zou overeenstemmen met de voortplantingsperiode van stierkikkers in het oosten van de VS, waar meer dan de helft van de wijfjes hun eieren hebben afgezet eind juni (Herder et al., 2012).

Tabel 2: Voortplantingsperiode van enkele in Vlaanderen voorkomende inheemse en uitheemse kikkers en padden.

| | Start voorplantingsperiode | Eind voorplantingsperiode | Bron |
|---|---|---|---|
| bruine kikker | Februari | Maart | (Herder et al., 2012) |
| heikikker | Februari | Maart | (Jooris, 2005) |
| gewone pad | Maart | April | (Herder et al., 2012) |
| poelkikker | April – Mei | Juni - Juli | (Herder et al., 2012) |
| bastaardkikker | April – Mei | Juni - Juli | (Herder et al., 2012) |
| meerkikker | April – Mei | Juni - Juli | (Herder et al., 2012) |
| stierkikker | April – Mei | Augustus - September | (Clarkson & deVos, 1986; Jooris, 2005) |

In Vlaanderen zijn er gevallen gerapporteerd van interspecies amplexus tussen o.a. stierkikker (*L. catesbeianus)* en meerkikker (*P. ridibundus)* (Jooris, 2005) & stierkikker (*L. catesbeianus)* en gewone pad (*B. bufo)* (Adriaens et al., 2011).

### *1.1.3.2 Legsel*

De eitjes worden in grote drijvende, gelatineachtige massa's gelegd (zgn. 'surface films'). Deze massa bestaat uit duizenden 6,4-10,4 mm grote eitjes (inclusief gelatineus omhulsel) die na ±20 minuten naar de bodem zouden zakken (Jooris, 2005). De eitjes zijn zwartbruin aan de bovenzijde en bleek aan de onderkant (De Wavrin et al., 2007; Kaefer et al., 2007; Rosen & Schwalbe, 2010). Ze worden meestal tussen waterplanten gelegd om wegdrijven te voorkomen.

Eén vrouwtje kan twee legsels van 1.000 tot 25.000 eitjes leggen per jaar produceren (Adams & Pearl, 2007; Kaefer et al., 2007; Lougheed & Taylor, 2010), met in sommige extreme gevallen meer dan 30.000 eitjes (Bury & Whelan, 1984; Jooris, 2005). Dit is gevoelig meer dan inheemse amfibieënsoorten (Tabel 3). Stierkikkers hebben, in tegenstelling tot andere amfibieën, geen eierstokrustpauze, wat de vrouwtjes in staat stelt snel opnieuw voldoende eitjes te ontwikkelen voor een tweede legsel. Het tweede legsel is meestal wel kleiner, zowel in omvang van het legsel als in de grootte van de eitjes zelf. Howard (1978) toonde aan dat ook oudere stierkikkervrouwtjes (>130 mm groot) in de VS een tweede legsel kunnen hebben. De larven van het tweede legsel overwinteren, zelfs in de warmste regio's (Berger & Uzzel, 1980). Tot nu toe is er geen sluitend bewijs dat stierkikkers in Vlaanderen of Nederland een tweede legsel produceren.

Tabel 3: Enkele voortplantingskarakteristieken van in Vlaanderen voorkomende kikkers en padden.

| | Aantal eitjes per klomp | Aantal legsels per jaar | Vorm van het legsel | Referentie |
|---|---|---|---|---|
| bruine kikker | 700-4500 | 1 | Snoer | |
| heikikker | 600 - 2000 | 1 | Klomp | (Clarkson & deVos, 1986) |
| gewone pad | 3000-8000<br>Gem.: 7000 | 1 | Snoer | |
| poelkikker | 590-3000<br>Gem.: 1656 | 1 | Klomp | {Günther, 1990) |
| meerkikker | 500-16000<br>Gem.: 4513 | 1 | Klomp | (Günther, 1990) |
| bastaardkikker | 200-11000 | 1 | Klomp | (Damen, 2010) |
| stierkikker | 1000-30.000 | 1-2 | Film op wateroppervlak | |

### *1.1.3.3 Larvaal stadium*

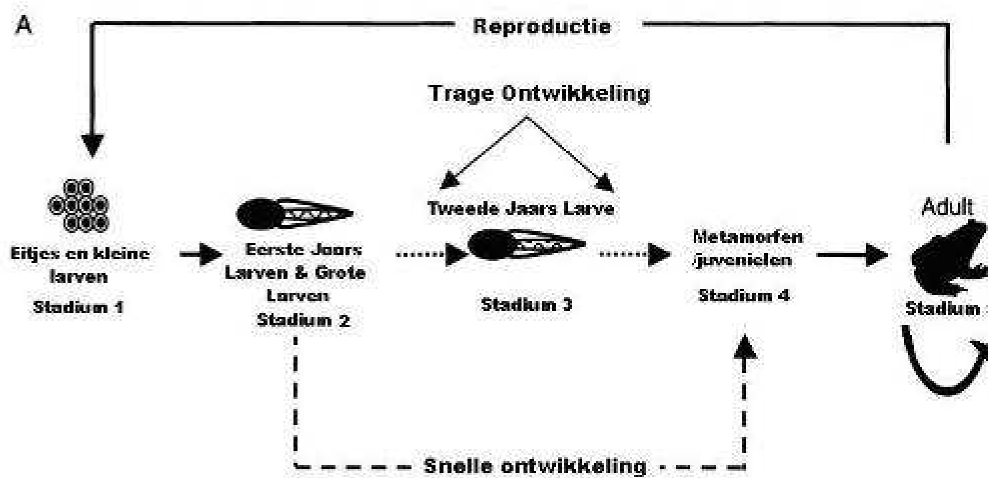
Na een periode van twee tot vier dagen komen de kikkervisjes uit het ei (Lougheed & Taylor, 2010; Stoutamire, 1932). Per legsel komen er gemakkelijk tussen de 15.000 en 20.000 kikkervisjes uit (Clarkson & deVos, 1986). In Canada komt er per legsel gemiddeld ± 90 % van de eitjes uit (Govindarajulu et al., 2005). Verder naar het zuiden in Kentucky (US) overleeft gemiddeld ± 15 % van de uitgekomen larven tot en met de metamorfose (Cecil & Just, 1979). De stierkikkerlarven blijven gedurende ongeveer drie dagen in de omgeving van het legsel, waarna ze zich verspreiden (Stoutamire, 1932). Binnen een jaar na het uitkomen zijn de dikkopjes gemiddeld al 13 cm lang (Kiesecker & Blaustein, 1998). De lengte van de larvale periode is sterk afhankelijk van de grootte van de vijver en de voedselconcurrentie. In een poel van een kleine 1000 m² bleken er gemiddeld 10.000 larven iedere 1 à 2 jaar te overleven (Collins, 1979; Flores-Nava, 2005; Govindarajulu et al., 2004).

De duur van het larvaal stadium is afhankelijk van verschillende biotische en abiotische factoren zoals het klimaat, de waterkwaliteit, de dichtheid aan soortgenoten, de predatiedruk en het tijdstip waarop de eitjes gelegd zijn (Detaint & Coic, 2006; Ficetola et al., 2008a; Wang & Li, 2009).

Het klimaat, voornamelijk de watertemperatuur, kan de ontwikkelingsduur van eitje tot volledig ontwikkelde metamorf aanzienlijk beïnvloeden. In het natuurlijk verspreidingsgebied is de gemiddelde ontwikkelingsduur twee jaar. In het uiterste zuiden van de VS en het noorden van Mexico duurt de cyclus van eitje tot metamorf gemiddeld 5 maanden; in het zuiden van Canada kan dit tot 4 jaar duren (Govindarajulu et al., 2004). De temperatuur beïnvloedt het ontwikkelingstempo op twee manieren, op een directe manier langs fysiologische weg of, indirect, door invloed uit te oefenen op de groei van periphyton (mix van algen en detritus), het

basisvoedsel van de Larven (Collins, 1979; Govindarajulu et al., 2004). Aangezien een hogere temperatuur de ontwikkelingssnelheid verhoogt, kan gesteld worden dat een legsel dat laat op het jaar gelegd wordt aanzienlijk trager zal ontwikkelen dan een legsel dat eerder gelegd is. Stierkikkerlarven afkomstig van vroege legsels kunnen het volledige groeiseizoen doorlopen. Larven uit latere legsels kunnen die niet en lopen hierdoor een groeiachterstand op.

Naast het klimaat speelt ook de dichtheid van de larven een belangrijke rol in de ontwikkelingssnelheid (Collins, 1979). Voedselconcurrentie ligt vermoedelijk aan de basis van dit effect (Govindarajulu et al., 2004). Het optreden van deze densiteitsafhankelijkheid is een zeer belangrijk gegeven voor de beheerder. Als men de dichtheid van de larven halveert, zal het ontwikkelingstempo toenemen met ±20 % (figuur 6). Gelijkaardige overlevingsstrategieën komen ook bij andere *Ranidae* voor (Jooris, 2005). Verhoogde predatiedruk met de daaropvolgende dalende dichtheid aan larven kan zorgen voor een verhoging van het ontwikkelingstempo van larven (Abrams & Rowe, 1996). Hetzelfde fenomeen is te verwachten bij een onvolledige afvangst van de larven.



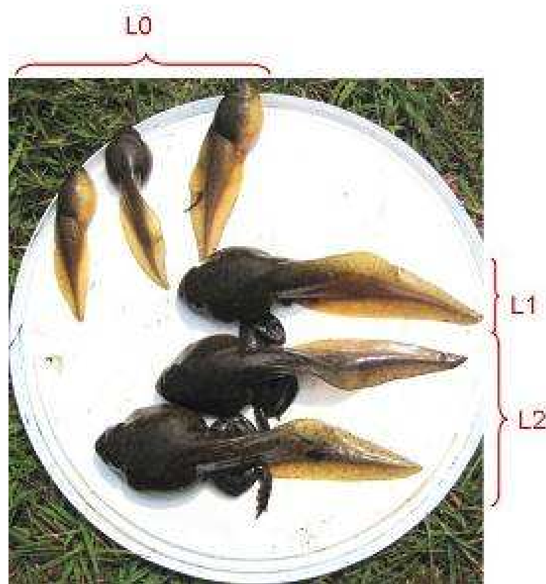

Figuur 6: Stadia van de groeicyclus van eitje tot volwassen stierkikker (Govindarajulu et al., 2004).

In Vlaanderen loopt de ontwikkeling van stierkikkerlarven aan een gelijkaardig tempo als in het oorspronkelijk areaal. Er wordt in Vlaanderen één (en mogelijks een tweede) legsel afgezet, waarvan de larven van het eerste ontwikkelingsstadia te vinden zijn in de maanden juli en augustus. De ontwikkeling van larve tot metamorf duurt in Vlaanderen eveneens gemiddeld 2 jaar (Collins, 1979; Govindarajulu et al., 2004; Jooris, 2005).

Gedurende de eerste jaren van de ontwikkeling blijft de stierkikker in het water waar het dier indien nodig (als de ontwikkeling langer dan één jaar duurt) ook overwintert.

De metamorfose in het snelle ontwikkelingstraject vindt meestal plaats rond augustus van het eerste levensjaar. In het trage ontwikkelingstraject gebeurt dit pas in juli van het tweede-derde jaar (Collins, 1979) (Figuur 6). Het tijdstip van de metamorfose wordt gestuurd door lichaamsgewicht of lengte van de larven. Dit is afhankelijk van verschillende lokale factoren, zoals concurrentie met de andere larven, voedselbeschikbaarheid en watertemperatuur. Een belangrijke

factor die ervoor kan zorgen dat de metamorfose toch nog uitgesteld wordt is een te lage temperatuur (Govindarajulu et al., 2004).



Figuur 7: Stadia van ontwikkeling van stierkikkerlarven.

De hoger geschetste flexibiliteit in levensgeschiedenisstrategieën maakt de stierkikker uniek binnen de *Anura* (Jooris, 2005). De tweejarige cyclus zorgt er ook voor dat er het jaar rond larven en pre-metamorfen te vinden zijn in het aquatische milieu (Gosner, 1960).

In dit onderzoek worden de verschillende larvale stadia van stierkikker als volgt gedefinieerd (Figuur 7):

L00 (niet op Figuur 7) larven kleiner of gelijk aan 50 mm (moeilijk te onderscheiden van inheemse kikkerlarven)

L0: larven van 50-100 mm zonder ontwikkeling van achterpoten (stadiums 23-28 sensu Gosner (1960)

L1: larven van 80-170 mm met aanzet van achterpoten (<10mm) (stadiums 29-37 sensu Gosner (1960)

L2: larven van 80-170 mm met duidelijk ontwikkelde achterpoten (stadia 38-41 sensu Gosner (1960).

#### *1.1.3.4 Metamorf en volwassen stadium*

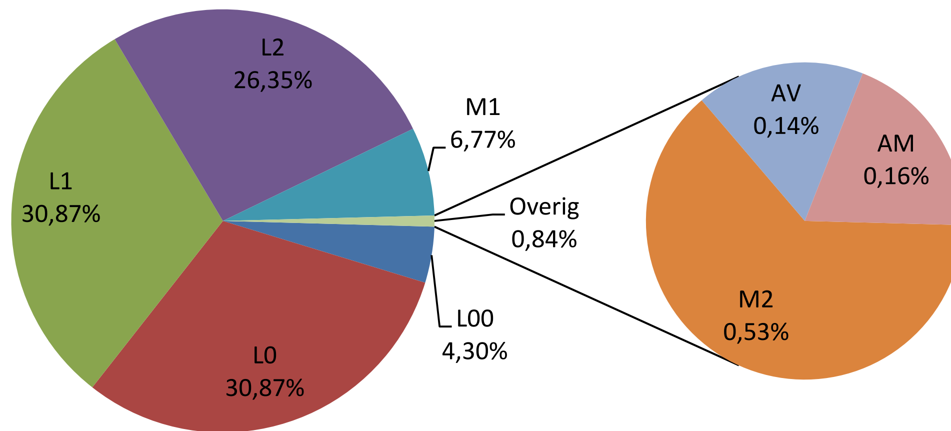
De metamorfen (M1: stadia 42-46 sensu (Gosner, 1960) en M2: stadia 47 en later volgens (Kaefer et al., 2007; Lougheed & Taylor, 2010)) moeten één tot vijf jaar ontwikkelen vooraleer ze geslachtsrijp zijn (Lougheed & Taylor, 2010). Na ten vroegste anderhalf jaar (gemiddeld 4 jaar) zijn de kikkers dus van ei tot volwassen kikker opgegroeid en begint de cyclus opnieuw. Er is een verschil in de postmetamorfe ontwikkelingssnelheid van beide geslachten. Mannelijke stierkikkkers worden daarbij vroeger geslachtsrijp dan vrouwelijke. In het zuiden van Canada doen vrouwtjes er zes jaar over om van jonge metamorf tot geslachtsrijpe kikker te ontwikkelen, een mannetje doet er slechts drie jaar over(Kaefer et al., 2007). Hetzelfde fenomeen is waargenomen in Brazilië, resp. één en twee jaar (Jooris, 2005; Kaefer et al., 2007). Vrouwelijke stierkikkers worden geslachtsrijp als ze een lengte van 123 mm–125 mm bereikt hebben (2010a; Jooris, 2005; Lougheed & Taylor, 2010; Spear et al., 2009).

Stierkikkers worden gemiddeld 7 à 10 jaar oud (Stoutamire, 1932), maar volgens sommige literatuurbronnen kunnen ze 25 à 30 jaar worden (Lougheed & Taylor, 2010). Andere bronnen halen 16 jaar aan als uiterste ouderdomsgrens (Anon., 2005b).

Veel juveniele stierkikkers migreren kort na de metamorfose naar suboptimale biotopen: kleine, soms sterk beschaduwde waterplassen waar weinig of geen adulte stierkikkers aanwezig zijn. Hierdoor kunnen ze ontsnappen aan predatie door grotere soortgenoten. Jooris (2005) stelde vast dat deze juvenielen in het gebied van de Grote Nete zich concentreerden in sloten langs weilanden, tussen de oevervegetatie en in moerassige zones. Adulte stierkikkers staan bekend om hun relatief goede dispersiecapaciteit, waarbij individuele kikkers makkelijk op een natuurlijke manier disperseren over afstanden van meer dan drie kilometer (Lougheed & Taylor, 2010; Stoutamire, 1932). In Vlaanderen konden dergelijke afstanden voor volwassen stierkikkers via radiotelemetrie evenwel niet bevestigd worden (zie hoofdstuk 3.2 Dispersie en homing van adulten, blz. 74).

### *1.1.3.5 Populatiesamenstelling*

Een stierkikkerpopulatie heeft in de meeste gevallen een zeer brede basis, meer dan 25.000 eitjes per geslachtsrijp vrouwtje waarvan er gemakkelijk 15.000 tot 20.000 uitkomen (Clarkson & deVos, 1986).




Figuur 8: Vangstsamenstelling van de vangsten in de zomers van 2010 en 2011 (n=21397).

Uit de vangstsamenstelling (meer uitleg over de gebruikte methoden en de bekomen resultaten zie Hoofdstuk 5) blijkt dat het grootste deel van de vangst uit de larvale stadia (±92 %) bestaat. Hiervoor zijn er twee versterkende verklaringen: (1) de populatie bestaat door de sterke voorplantingscapaciteiten vooral uit larven en (2) er is vooral gevangen met schietfuiken wat een methode is die het meest geschikt is voor de larvale stadia. Een uitzondering op deze regel zijn de allerkleinste larven (L00; 4,3 %). Die kunnen door de mazen van de schietfuiken glippen, waardoor hun aandeel kleiner is in tegenstelling tot hetgeen verwacht werd.

Daarnaast valt ook op dat de verhouding tussen de adulte mannetjes en vrouwtjes heel dicht in de buurt komt van een 1:1 verhouding (evenveel mannetjes als vrouwtjes), die beschreven wordt in de literatuur. In Vlaanderen is deze verhouding 0.89:1. In Californië, in het westen van de VS, is de seksratio (verhouding aantal mannetjes op aantal vrouwtjes) van een stierkikkerpopulatie vastgesteld op 1:1 (Schroeder & Baskett, 1968). Ook in het natuurlijk verspreidingsgebied is de seksratio vastgelegd op 1:1 (Ficetola et al., 2007a; Ficetola et al., 2008b; Funk et al., 2010; Wang & Li, 2009).

## 1.2 Ecologie

### 1.2.1 Habitat

#### *1.2.1.1 Water*

Stierkikkers hebben gemiddeld twee jaar permanent water nodig om te ontwikkelen van larve tot metamorf (Pearl et al., 2004). Ook als postmetamorf (metamorf tot adult, adult) verkiest de stierkikker het aquatische milieu (Lougheed & Taylor, 2010; Stoutamire, 1932).

De waterdiepte verschilt van regio tot regio afhankelijk van het klimaat. In het zuiden van de VS is 30-50 cm water ideaal om de stierkikker het jaar rond te beschermen tegen extreme weersituaties. In zones met een extremer klimaat zijn diepere poelen vereist. Het water moet diep genoeg zijn of een voldoende dikke sliblaag bevatten om de kikker te beschermen tegen de heetste en koudste dagen van het jaar, zonder dat daarbij de poel uitdroogt of de kikker bevriest (Boone et al., 2004; Werner et al., 2007a). De lengte van waterdragende periode van een poel heeft een significante effect op de overlevingskans van de larven tot aan de metamorfose (Clarkson & deVos, 1986; De Wavrin et al., 2007; Lougheed & Taylor, 2010).

De stierkikker komt, in het natuurlijk verspreidingsgebied, voor in diverse types water, zoals traag stromende rivieren, meren, moerassen, vijvers en poelen (Clarkson & deVos, 1986; De Wavrin et al., 2007; Lougheed & Taylor, 2010). Troebel water met een hoge bedekking van water- en oeverplanten is optimaal voor de soort (Govindarajulu, 2010). Daarnaast is een relatief hoge watertemperatuur ook bevorderend voor de ontwikkeling (Jooris, 2005). Ook een hoge voedselrijkdom zou kunnen doorwegen op de kans op voortplanting (De Wavrin et al., 2007; Jooris, 2005). Van alle wateren zijn voedselarme, koude en te diepe (geen of weinig ondiepe stukken) waterpartijen een rem op de ontwikkeling van stierkikkerlarven (De Wavrin et al., 2007). Voor de voorplanting en de ontwikkeling van de larven zijn delen met minder diep water nodig. Deze zones warmen sneller op, waardoor de larven zich sneller kunnen ontwikkelen. Daarnaast creëert deze ondiepe zone een refugium voor de larven tegen mogelijke predatoren (Kiesecker & Blaustein, 1998). Dit alles verklaart allicht waarom men in ondiep water vaak de meeste stierkikkerlarven terugvindt (Lougheed & Taylor, 2010).

De stierkikker wordt ook gevonden in poelen die 's zomers droogvallen. Daarbij gaat het echter meestal over gemetamorfoseerde exemplaren (Gahl et al., 2009; Provenzano & Boone, 2009; Soto-Azat et al., 2010). Uit verdere studies blijkt zelfs dat deze niet-permanente poelen een belangrijk deel uitmaken van de het leefgebied van de stierkikker (Gahl et al., 2009; Soto-Azat et al., 2010). Juveniele en adulte stierkikkers komen in bepaalde delen van de VS in grotere getallen voor in tijdelijke poelen dan in permanente poelen (Ficetola et al., 2007a) (mond. med. G. Witmer).

### 1.2.2 Klimaat

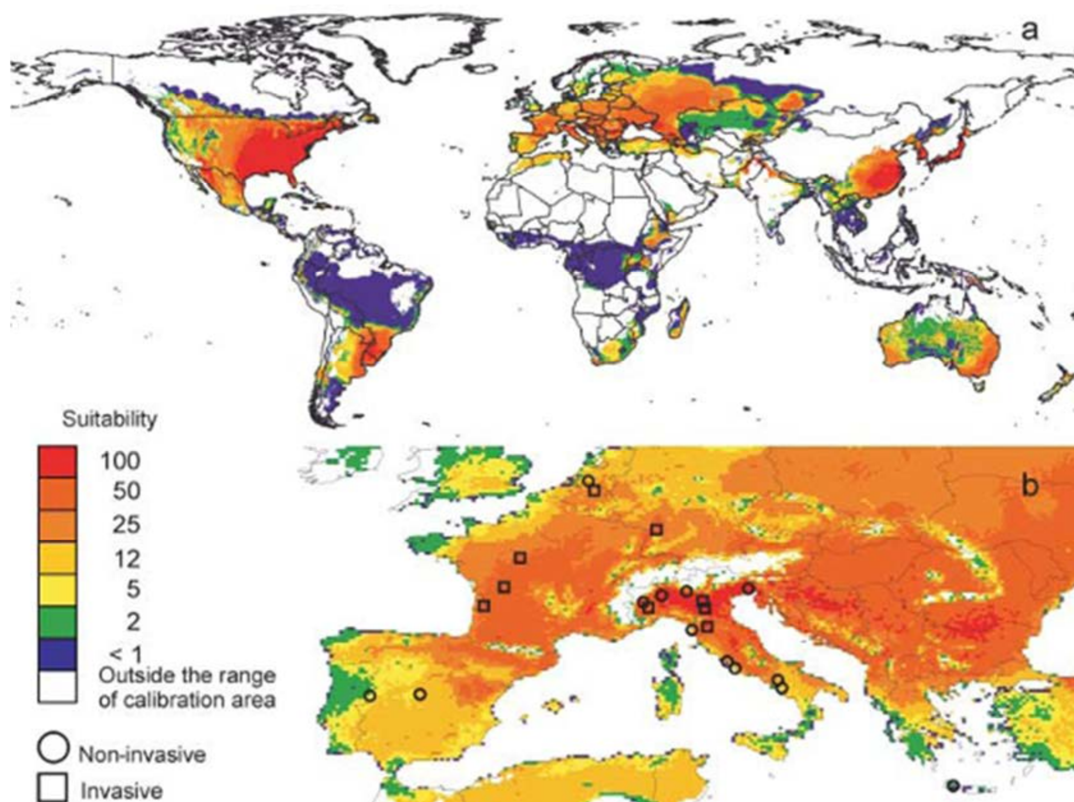
De stierkikker komt voor in regio's waar de maximumtemperatuur gemakkelijk boven 20 °C uitklimt (De Wavrin et al., 2007; Jooris, 2005). In gebieden waar de temperatuur onder de -20 °C daalt of nooit boven de 14 °C uitkomt is de kans op vestiging van stierkikker klein. De meeste stierkikkers worden dan inactief of gaan in winterslaap als de temperatuur onder de 15°C daalt. Ook de ontwikkeling van larven en het uitkomen van eieren wordt dan gepauzeerd (Jooris, 2005; Lougheed & Taylor, 2010). De kikkers (incl. hun larven) houden een winterslaap op de bodem van een permanent waterlichaam, ze graven zich dan in, in de sliblaag of verstoppen zich onder rotsen (Jooris, 2005). Bij een tijdelijke verhoogde luchttemperatuur kan de winterslaap wel tijdelijk onderbroken worden (Ficetola et al., 2007a).

In Vlaanderen komt de stierkikker tussen midden april en begin mei uit winterslaap (Jooris, 2005). In oktober gaan de dieren opnieuw in winterrust. Stierkikkers zijn warmteminnend en worden vaak

zonnend aangetroffen op de oever of in ondiep water (Jooris, 2002a). De stierkikker poogt altijd zijn lichaamstemperatuur tussen de 26 °C en 33 °C te houden. Dit wordt bereikt door afwisselend te gaan zonnen op de oever of in ondiep water en te duiken (Lougheed & Taylor, 2010). De stierkikker beschikt over enkele aanpassingen die hem door strenge winters kunnen helpen. Het gaat zowel om gedragsaanpassingen (ingraven onder modder en rotsen) als fysiologische mechanismen (hogere glucosegehaltes tijdens winter en herfst tegen bevriezing) (Lougheed & Taylor, 2010; Rocha & Branco, 1998). Daarnaast kan de soort ook substantiële niveaus van zuurstofgebrek weerstaan (Ficetola et al., 2007a).

Zowel zomer- als winterneerslag hebben een positief effect op de stierkikkerpopulatie, maar winterneerslag is het belangrijkste (Ficetola et al., 2007b). De soort is niet goed bestand tegen extreme droogte en harde winters, die meestal een negatief effect hebben op populaties.

De stierkikker heeft, zoals eerder al aangegeven, een hoge plasticiteit waardoor de soort zich makkelijk aanpast aan veranderende omstandigheden. Dit is ongetwijfeld een belangrijke reden voor het succes van stierkikker als invasieve soort, en een belangrijke oorzaak van haar zeer ruime verspreidingsgebied, zoals blijkt uit bioklimatologische modellen (Figuur 8) (Ficetola et al., 2007b).




Figuur 8: projectie van de klimatologische geschiktheid (met Maxent) voor stierkikkers in de wereld (boven) en in Europa met de plaatsen waar de stierkikker geïntroduceerd is (onder) (Ficetola et al., 2007b).

Vrijwel de ganse VS en Europa, stukken van Zuid-Amerika en China zijn potentieel geschikt voor stierkikker. Binnen Europa zijn vooral Noord-Italië en grote delen van de Balkan geschikt. West-Europa kan gezien worden als ideaal. Berggebieden (vb. Alpen, Pyreneeën, Karpaten), Ierland, Scandinavië en het noorden van Engeland zijn volgens deze modellen minder geschikt. Ook kuststreken en aangrenzende ecoregio's zoals de polders zouden minder geschikt zijn, al spelen hier allicht ook andere factoren dan de temperatuur en de neerslag, zoals het zoutgehalte. Deze

lagere geschiktheid betekent echter geenszins dat stierkikkers niet succesvol geïntroduceerd kunnen worden zonder een risico op invasie (Ficetola et al., 2007a).

De invloed van de mens op het klimaat en het landgebruik werkt meestal positief op stierkikkerpopulaties. De opwarming van de aarde heeft als gevolg dat het verspreidingsgebied van de stierkikker toeneemt richting het noorden. De temperaturen stijgen waardoor een grotere oppervlakte geschikt wordt voor de overleving van populaties. Een ander door de mens beïnvloede expansie van het natuurlijk leefgebied zijn poelen en vijvers die aangelegd worden voor landbouwdoeleinden of recreatie en geschikt habitat vormen voor de soort (Clarkson & deVos, 1986).

## 1.2.3 Intraspecifieke interacties

### *1.2.3.1 Territorialiteit*

Adulte stierkikkers brengen het grootste gedeelte van hun tijd door op of in de buurt van de oever (Wang & Li, 2009). De dieren zijn daarbij sterk territoriaal. In de zomer zitten volwassen stierkikkers vooral op de oever te wachten totdat een prooi voorbij komt (Jooris, 2005). Een dominant mannetje verdedigt een territorium door andere mannetjes weg te jagen of op te eten. Adulte mannetjes hebben daarbij 3-25 m oever als territorium (Wang & Li, 2009). Tijdens de zomerperiode kan de grootte van de territoria fluctueren (Bee, 2003).

De lengte van de oever en de grootte van de vijver hebben een belangrijke invloed op de populatiegrootte (Stoutamire, 1932). Het aantal adulte en metamorfe dieren in een populatie is recht evenredig met de beschikbare oeverlengte. In de opkweek voor handel wordt er dan ook alles aan gedaan om de oever langer te maken (Stoutamire, 1932), onder andere door te kiezen voor meerdere langwerpige poelen in plaats van één enkele grote ronde vijver. Volgens Adams & Pearl (2007) komen over een oeverlengte van één kilometer gemiddeld 9 geslachtsrijpe adulten voor. Sommige bronnen spreken echter van veel hogere dichtheden (mond. med. G. Witmer).

Daarnaast is de populatiedichtheid van adulten in voortplantingspoelen ook nog sterk afhankelijk van de grootte van de vijver. Kleinere vijvers bevatten minder exemplaren/hectare dan grotere. De populatiedichtheid van adulten kan opmerkelijk hoge waardes bereiken, met meer dan 780 exemplaren per tiende van een hectare (Clarkson & deVos, 1986).

In rivieren wordt een populatiedichtheid van ± 6 dieren per kilometer oeverlengte (dubbel aantal per kilometer stroombed) behaald (Clarkson & deVos, 1986).

### *1.2.3.2 Vocalisatie*

**Amerikaanse brulkikker of stierkikker?**

De naam 'brulkikker', een verbastaarding van de Engelse naam van de stierkikker (American bullfrog), doet vermoeden dat de stierkikker een abnormaal luide roep voortbrengt. De Europese meerkikker (*P. ridibundus)* heeft echter van alle in België voorkomende amfibieën de luidste roep (Jooris, 2005). Stierkikker roepen zelden of nooit in koor, wat wel het geval is bij meerkikker. Het geluid van stierkikker heeft ook een zeer lage frequentie (Jooris, 2005). Lage tonen worden meestal minder luid ervaren dan hoge tonen aan eenzelfde decibelniveau, al gaat het hier wel over een subjectief gegeven (Moore, 2003).

Paringsgedrag en territoriumverdediging maken het grootste deel uit van de interacties tussen stierkikkers onderling. Zowel mannetjes als vrouwtjes zijn sterk territoriaal. Een goed territorium is voor een individu essentieel voor een succesvolle voortplanting. Het zijn de vrouwtjes die een partner kiezen. Uit studies blijkt dat vrouwtjes de mannetjes echter niet zouden kiezen volgens de sterkte van hun roep zoals bij andere amfibieën (Lougheed & Taylor, 2010). Wat dan wel deze keuze beïnvloedt is niet bekend.

Binnen de vocalisaties zijn twee typische roepen te onderscheiden: de aankondigingsroep of paringsroep en de confrontatieroep (Wiewandt, 1969). De confrontatieroep word in andere bronnen ook wel de *bonk* genoemd (Bee, 2003; Wiewandt, 1969). Beide zijn frequent te horen tijdens de paartijd (Jooris, 2005).

De roep van de stierkikker wordt beschreven als een laag rommelende *bwumm–bwumm–bwumm* gelijkend op de roep van de roerdomp (*Botauris stellaris*) (Bee, 2003) of een gsm met trilfunctie op een ijzeren plaat.

Tijdens de voorplantingsperiode vestigen mannelijke stierkikkers zich in een territorium (Bee, 2003). Eenmaal gevestigd laten ze de aankondigingsroep horen om geslachtsrijpe vrouwtjes te lokken en mogelijke rivalen af te schrikken (Bee, 2003; Wiewandt, 1969).

Mannetjes zijn geneigd paringsroepen uit de omgeving van hun territorium te controleren. Voor het controleren van een paringsroep wordt het territorium verlaten en wordt soms zelfs enkele meters gezwommen. Wordt tijdens de controle een potentiële rivaal gezien of gehoord (d.m.v. zijn aankondigingsroep) dan wordt deze zo goed als altijd beantwoord door een *bonk*, een vocalisatie die met de bereidheid tot het verdediging van het territorium geassocieerd wordt (Wiewandt, 1969). In de meeste gevallen word de *bonk* gevolgd door een *bonk* van het roepende mannetje, met het terugtrekken van het minst dominante mannetje tot gevolg (Bee, 2003; Wiewandt, 1969). Trekt geen van beiden mannetjes zich terug dan volgt meestal een schermutseling met de potentiële rivaal (Bee, 2003; Bee & Bowling, 2002; Ryan, 1980; Wiewandt, 1969). Dit kan bestaan uit een combinatie van stereotype bewegingen zoals sprongen in de richting van de tegenstander of andere vormen van fysiek geweld (Wiewandt, 1969). Tijdens het terugtrekken wordt er nog steeds door beide partijen gebonkt (Bee, 2003; Bee & Gerhardt, 2001a, b, c, 2002).

Toch worden niet alle mannetjes tijdens de paartijd even fel aangevallen. Enkele studies tonen aan dat mannelijke stierkikkers anders reageren tegenover mannetjes die ze kennen, doordat ze een territorium in de buurt hebben, dan tegenover mannetjes van een verder gelegen territorium of mannetjes zonder territorium (Bee, 2003; Bee & Gerhardt, 2001a, b, c, 2002). Buren worden aanzienlijk minder agressief bejegend dan mannetjes van verder weg. Dit is allicht te verklaren doordat de mannetje gewend zijn aan de vocalisaties van hun buren waardoor ze minder gezien worden als een bedreiging. Bovendien is vechten gevaarlijk en energieverslindend. Een mannetje kan tijdens een gevecht ook gewond raken of het overzicht van zijn territorium verliezen, wat een risico op territoriumverlies betekent. Het is dus voordelig niet om de haverklap te moeten vechten met de buren die al een territorium hebben (Govindarajulu, 2010; Govindarajulu et al., 2004; Lougheed & Taylor, 2010).

Naast de paringsroep beschikken stierkikkers ook over een unieke vluchtroep of schrikroep. Deze roep wordt meestal door juveniele en subadulte kikkers geproduceerd en bestaat uit een schel *iep*. Ze wordt geproduceerd wanneer de kikkers verstoord worden en in het water springen. Groene kikkers (*Pelophylax* spp.) beschikken ook over een schrikroep maar die klinkt anders (jooris, 2002b). Het waarnemen van een *iep* is dus een belangrijke aanwijzing voor de aanwezigheid van stierkikker.

#### *1.2.3.3 Kannibalisme*

Verschillende bronnen vermelden kannibalisme bij stierkikker (Govindarajulu, 2010; Govindarajulu et al., 2004; Lougheed & Taylor, 2010). Ook bij de groene kikkers (*Pelophylax* spp.) komt kannibalisme voor (Jooris, 2005; Lougheed & Taylor, 2010). Volwassen stierkikkers staan bekend als predatoren van hun larven, metamorfen en kleinere adulten (Jooris, 2005). Dit wordt ook bevestigd door dieetanalyses van Waalse stierkikkers (Martin, 2009). Verschillende bronnen geven aan dat kannibalisme de populatiegrootte begrenst (Govindarajulu et al. (2005), maar cf. Doubledee et al. (2003) en (Gray, 2009)). Daarbij eten de grotere kikkers hun kleinere soortgenoten op, waardoor het grote aantal metamorfen vrij snel afneemt. Een

beheerconsequentie hiervan is dat wanneer enkel adulten afgevangen worden, de populatie opnieuw zal toenemen omdat meer metamorfen het volwassen stadium halen.

Na de metamorfose migreren veel jonge stierkikkers naar suboptimale biotopen zoals kleine, soms sterk beschaduwde waterplassen waar weinig of geen adulte stierkikkers aanwezig zijn (Jooris, 2005). De kans is groot dat dit een gedragsmechanisme is om de populatie effecten van kannibalisme te beperken.

## 1.2.4 Interacties met andere soorten

### *1.2.4.1 Dieet*

Stierkikkers zijn zicht-hinderlaag jagers, d.w.z. dat de stierkikker gecamoufleerd wachten tot een geschikte prooi binnen hun bereik komt. De dieren richten zich dan naar de prooi en springen ernaar met open mond. Daarbij wordt de vlezige, klevende tong gebruikt om prooien te pakken (Jooris, 2005). Kleinere prooien worden meteen naar binnen gewerkt. Grotere prooien worden eerst vastgenomen in de muil en onder water verdronken (Martin, 2009; Rosen & Schwalbe, 2010; Wang & Li, 2009). Vaak achtervolgen stierkikkers een prooi ook op het land.

De stierkikker is een opportunist, die bijna alles eet wat hij aankan. Vooral kleinere, watergebonden dieren staan op zijn menu: ongewervelden, kleine visjes, jongere stierkikkers en andere amfibieën. Ook reptielen, kleine vogels en zoogdieren vallen soms ten prooi aan stierkikker, op voorwaarde dat het om levende prooien gaat (Detaint & Coic, 2006). Dit opportunisme getuigt van een zeer grote flexibiliteit (Hothem et al., 2010).

Het dieet van een gemetamorfoseerde stierkikker in de VS bestond vooral uit wantsen (± 21 %), kikkers (± 8,5 %), libellen (± 7 %) en tweevleugeligen zoals muggen (± 6 %) (Werner et al., 1995), organismen die in het aquatisch milieu voorkomen. Onderzoek naar het dieet van stierkikkers in Wallonië heeft aan het licht gebracht dat stierkikkers zich vooral met soortgenoten (40 % van het totale gewicht aan voedsel), slakken (32 %) en insecten (22 %) voeden (Martin, 2009).

Het formaat van de prooi is afhankelijk van de grootte van de kikker. Zo zal een kikker van 7.62cm zelden een prooi pakken van minder dan 1.27cm (Werner et al., 1995). Naarmate het verschil in formaat tussen de verschillende amfibieënsoorten groter is zal de stierkikker meer van de andere soort eten dan wanneer dit verschil kleiner is (Wu et al., 2005). Grotere stierkikkers eten dus meer, zowel in aantal als soorten (Govindarajulu et al., 2004; Pryor, 2003).

De larven van stierkikker zijn omnivoor. Ze eten zowel algen als dierlijk voedsel (Govindarajulu et al., 2004; Pryor, 2003; Schiesari et al., 2009). Op hun menu staat een mix van allerlei soorten micro-organismen (perifyton) zoals algen, eencelligen, insectenlarven, slakken, detritus enz. (Flores-Nava, 2005). Als plantaardig voedsel gaat de voorkeur uit naar de draadvormige blauwgroene algen (*Anabaena flos-aquae*) (D'Amore et al., 2009; Ficetola et al., 2010). De samenstelling van het dieet evolueert naarmate de stierkikkerlarve dichter bij de metamorfose komt. Gedurende de eerste ±72 uur wordt de eizak geconsumeerd waarna de stierkikkerlarven overschakelen op een grotendeels herbivoor eetpatroon dat algen, fytoplankton en detritus omvat. Naarmate ze verder ontwikkelen, schakelen ze langzamerhand over naar meer dierlijk voedsel. Na de metamorfose zijn ze in hoofdzaak carnivoor (Pryor, 2003).

### *1.2.4.2 Antropogene invloeden*

Verschillende bronnen geven aan dat stierkikkers kunnen profiteren van menselijke ingrepen in het leefgebied (D'Amore et al., 2009). Ingrepen in het habitat die een negatief effect hebben op inheemse soorten, zoals wegenbouw en aanpassingen aan de hydrologie, kunnen een positief effect hebben op de soort (D'Amore et al., 2009). Het bijvoederen van vissen kan een positief

effect hebben op het voedselaanbod van stierkikkerlarven, doordat meer fytoplankton zich ontwikkelt in een voedselrijker milieu (Ficetola et al., 2010).

Soms zijn aanpassingen door de mens voor zowel de stierkikker als de inheemse soorten positief. Het aanleggen van rijstvelden voor aquacultuur is hier een voorbeeld van. De aangelegde bassins en grachten bieden een geschikt habitat voor stierkikkers en sommige inheemse soorten (Ficetola et al., 2010). Verschillende andere vormen van landgebruik hebben ook een positief effect op de populatie stierkikker (Jofré et al., 2012; Rowe et al., 1998).

#### *1.2.4.3 Natuurlijke vijanden*

Een mogelijk bijkomende verklaring voor het succes van stierkikkers als invasieve exoot is de afwezigheid van natuurlijke vijanden in het gebied waarin ze geïntroduceerd is. In zijn natuurlijk verspreidingsgebied - en allicht ook daarbuiten - heeft stierkikker enkele natuurlijke vijanden (Govindarajulu, 2010; Lougheed & Taylor, 2010). Volgens (Stoutamire, 1932) hebben stierkikkers te vrezen voor vissen, slangen, schilpadden, katten, stinkdieren, haviken, reigers en zo goed als alle andere roofvogels en roofdieren. Dit werd later door verschillende andere bronnen bevestigd (Adams & Pearl, 2007; Adams et al., 2003; Boone & Semlitsch, 2003). Ook van enkele soorten macroinvertebraten, vooral van de larven van Aeshnidae (glazenmakers) en waterroofkeverlarven (o.a. *Dytiscidae*) staat bekend dat ze op stierkikkerlarven jagen (De Wavrin et al., 2007).

Inheemse roofvissen, zoals snoek (*Esox lucius*) en baars (*Perca fluviatilis*) eten wel stierkikkerlarven, maar verkiezen toch de larven van de inheemse kikkersoorten wanneer die voorhanden zijn (De Wavrin et al., 2007; van Getsel, 2010a, b). Stierkikkers gedijen dan ook perfect in roofvisrijke wateren. Zowel de legsels als de larven zouden slecht smaken en worden maar door weinig vissen gegeten. Zelfs Amerikaanse dwergmeervallen (*Ameiurus melas*) blijken stierkikkers eerder te mijden (van Getsel, 2010a,b).

In Vlaanderen kunnen blauwe reigers in strenge winters stierkikkerlarven eten en kunnen ook aalscholvers, waarvan bekend is dat ze op meerkikker prederen (pers. observatie), mogelijks dikkoppen van stierkikker aan.

In Noord-Amerika zijn bloedzuigers de voornaamste predatoren van de eilegsels, vooral *Macrobdella decora* staat in de VS bekend als predator van stierkikkereitjes (Jooris, 2005). Mogelijks neemt in Europa de medicinale bloedzuiger *Hirudo medicinalis* deze rol over (Adams & Pearl, 2007). In Vlaanderen is deze soort wellicht echter zeer zeldzaam, maar mogelijks kunnen andere bloedzuigersoorten hier een rol van betekenis spelen. In hun herkomstgebied zijn ook virale en bacteriële infecties en een te hoge watertemperatuur verantwoordelijk voor mortaliteit van embryo's en larven. Experimenten met juveniele stierkikkers tonen aan dat de dieren hittestress ondervinden vanaf 38.2 °C (Schwalbe & Just, 1979). Voor kikkervisjes van stierkikker < 20 mm is predatie door ongewervelden zoals libellenlarven en waterkevers (Dytiscidae) een belangrijke factor (Kiesecker & Blaustein, 1998).

#### *1.2.4.4 Co-existentie*

De aanwezigheid van stierkikker is niet per definitie negatief voor alle soorten. In sommige gevallen leidt de introductie van stierkikker tot een versterking van de impact van een reeds aanwezige exoot. Soms worden populaties bevoordeeld ten opzichte van andere soorten. Hieronder worden verschillende relaties besproken waarbij de aanwezigheid van stierkikker andere soorten niet benadeelt of zelfs bevoordeelt.

1.2.4.4.1 Exotische vissen

Binnen het oorspronkelijk verspreidingsgebied deelt de stierkikker permanente wateren met verschillende soorten vissen. Het gaat vooral om zonnebaars (*Lepomis gibbosus*) en andere leden van de familie van de *Centrarchidae* of zonnebaarzen, zoals *Lepomis macrochirus*, *Poxomis* spp. en *Perca fluviatilis x flavescens* (Adams & Pearl, 2007; Boone & Semlitsch, 2003; Kats et al., 1988). Vaak zijn deze vissen predatoren van de larven en eitjes van amfibieën. Zonnebaarzen geven de voorkeur aan andere larven dan die van de stierkikker, omdat stierkikkerlarven onsmakelijk zijn (Evenson & Kruse, 1982). Stierkikkerlarven blijken voor sommige soorten ook minderwaardig voedsel, zoals het geval voor de forelbaars (*Micropterus salmoides*) (Kats et al., 1988). Onsmakelijkheid is een typische evolutionaire aanpassing van amfibieënlarven aan visrijke wateren (Jooris, 2005). Ook inheemse soorten zoals snoek en baars zouden de larven en eitjes van stierkikkers grotendeels met rust laten (Smith et al., 2008; Smith et al., 2007).

Uit experimenten bleek dan ook dat de te verwachten gedragsveranderingen, zoals wegvluchten en het opzoeken van andere niches, ten gevolge van de aanwezigheid van predatoren in het bijzijn van zonnebaars uitbleef (Smith & Awan, 2009; Smith et al., 2008; Smith et al., 2007). Naast het ontbreken van rechtstreekse predatie van zonnebaarzen op stierkikkers, aten zonnebaarzen wel zeer veel macroinvertebraten (zoals Aeshnidae en Dytiscidae*, z*ie hoofdstuk 1.2.4.3, blz. 27). Veel van deze organismen zijn wel belangrijke predatoren van stierkikkerlarven. Een afname van het aantal macroinvertebraten doet deze predatiedruk afnemen waardoor de populatie stierkikkerlarven kan toenemen (Boone & Semlitsch, 2003). Daarnaast controleren zonnebaarzen ook de populatie van het grotere zoöplankton (watervlooien), ten voordele van fytoplankton (algen). Dit kan een verhoging van het voedselaanbod voor kikkerlarven betekenen (Adams & Pearl, 2007; Boone & Semlitsch, 2003; Kats et al., 1988). Er kan dus gesteld worden dat door deze indirecte effecten de stierkikker populatie baat heeft bij de aanwezigheid van zonnebaars (Rosen & Schwalbe, 2010). Gelijkaardige effecten kunnen ook verwacht worden bij de aanwezigheid van de blauwbandgrondel (*Pseudorasbora parva),* een Aziatische karperachtige, dewelke ook een bekend predator van macroinvertebraten en zoöplankton is (Anseeuw, 2011).

**zonnebaars**

De zonnebaars (*L. gibbosus)* werd respectievelijk in 1885 en 1902 vanuit de oostelijke VS in Vlaanderen en Nederland geïntroduceerd.

1.2.4.4.2 Andere soorten

Naast exotische vissen zijn er ook andere soorten (reptielen, amfibieën, enz.) die geen of weinig hinder ondervinden van de stierkikker en het in sommige gevallen zelfs beter doen wanneer de stierkikker aanwezig is in hun omgeving. De luipaardkikker (*Rana berlandieri*) kan de niche van *Rana yavapaiensis* innemen die o.a. door toedoen van de stierkikker verdwenen is. *R. berlandieri* is zoals de stierkikker op veel plaatsen uitgezet en heeft een geschiedenis van co-evolutie met stierkikker. Een ander voorbeeld is *Thamnopsis marcianus,* een soort die net als *R. berlandieri* een gedeelde geschiedenis heeft met stierkikker, waardoor ze bevoordeeld wordt ten opzichte van *Thamnopsis eques*. Toch werd ook een lichte achteruitgang van de *T. marcianus* gelinkt aan de opkomst van stierkikker maar dit effect was kleiner dan voor *T. eques* (Clarkson & deVos, 1986; Kiesecker & Blaustein, 1998).

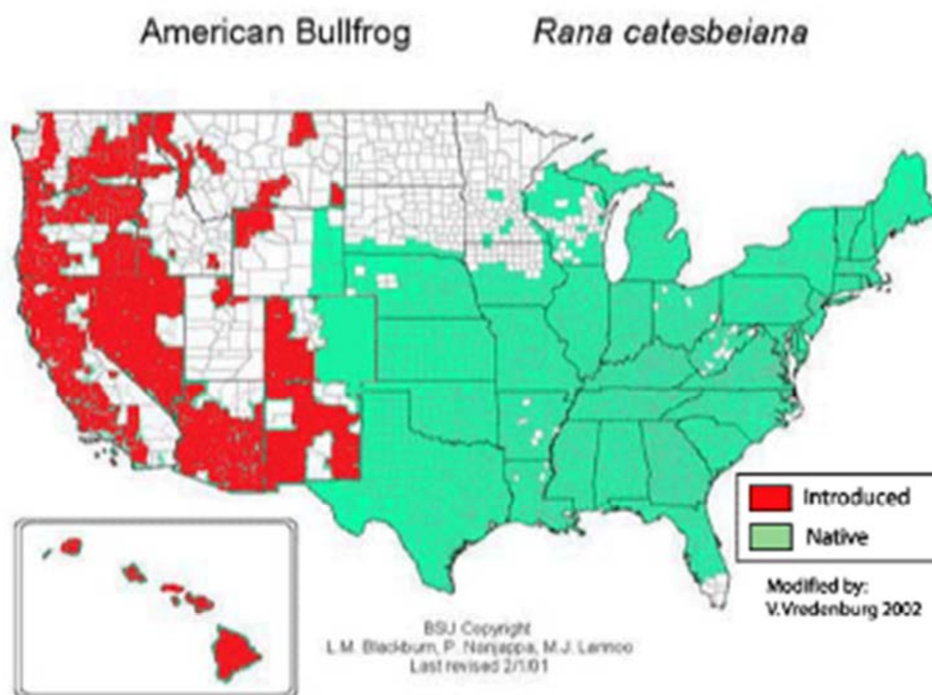
# 1.3 Introductiehistoriek

## 1.3.1 Oorspronkelijk verspreidingsgebied

De stierkikker komt van oorsprong alleen voor in Noord-Amerika, van de oostkust tot de Rocky Mountains als natuurlijke grens in het midden van de Verenigde Staten (lijn Texas, Colorado, Wyoming en Montana). Verticaal strekt het natuurlijk verspreidingsgebied van de stierkikker zich uit van Canada in het noorden (Nova Scotia, New Brunswick, zuidelijk Quebec en zuidelijk Ontario)

tot centraal-Florida en de Golf van Mexico in het zuiden (Figuur 9). In het begin van de 20ste eeuw werd de soort ingevoerd ten westen van het Rotsgebergte. Ze is er momenteel over een groot gebied ingeburgerd. Tijdens de laatste eeuw is deze soort ook geïntroduceerd in diverse landen van Centraal- en Zuid-Amerika, Europa, Oceanië en Azië (zie 1.3.2 Verspreiding als exoot, blz. 46).

De natuurlijke habitat in de VS bestaat uit traagstromende rivieren, beken en permanente poelen oostelijk van de Rocky Mountains (Conant & Collins, 1998). Stierkikker heeft er een voorkeur voor permanent waterhoudende, grotere waterpartijen, maar gebruikt daarnaast ook kleinere wateren en beken (Lougheed & Taylor, 2010). De soort heeft een brede ecologische amplitude en komt in zeer uiteenlopende biotopen voor: poelen, reservoirs, meren, moerassen, irrigatiekanalen enz. In Hawaii, waar de soort al in de 19de eeuw werd geïntroduceerd en tegenwoordig op alle eilanden voorkomt, wordt ze ook in brakke poelen gevonden (Orchard, 2010).




Figuur 9: Oorspronkelijke (groene kleur) verspreiding en verspreiding als exoot (rode kleur) van stierkikker (*Lithobates catesbeianus*) in de Verenigde Staten (Hawaï inclusief) (Adams & Pearl, 2007).

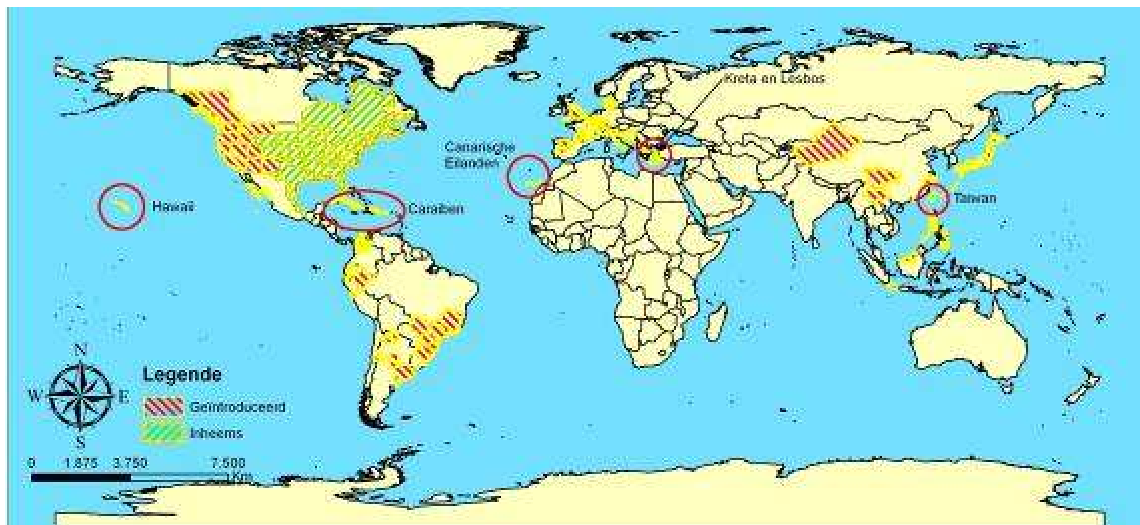
Weinig soorten van de orde Anura hebben een oorspronkelijk verspreidingsgebied dat zo ruim is als dat van de stierkikker. De ruime verspreiding hangt samen met de brede ecologische amplitude en het grote adaptatievermogen van de soort (Santos-Barrera et al., 2011).

## 1.3.2 Verspreiding als exoot

De stierkikker is buiten haar oorspronkelijk areaal op alle continenten, met uitzondering van Antarctica en Afrika, geïntroduceerd. De soort is exoot in westelijk Noord-Amerika, Midden-Amerika (Hawaii, West- en Zuid-Mexico en het Caraïbisch gebied), Zuid-Amerika (Argentinië, Paraguay, Peru, Guyana, Brazilië, Chili, Colombia, Ecuador, Venezuela), Europa (Nederland, Groot-Brittannië, België, Frankrijk, Duitsland, Spanje, Italië, Kreta, Griekenland, Denemarken en Kroatië) en Azië

(Israël, Rusland, Maleisië, Filipijnen, Indonesië o.a. Java en Bali, Japan, China, Taiwan, Korea en Thailand) (Figuur 10).

Deze introducties gebeurden voornamelijk uit economische overwegingen. De soort werd initieel vooral geïmporteerd voor de productie van kikkerbillen. Later kreeg de stierkikker ook de status van huis-, sier- en proefdier. Allicht is de stierkikker vanuit deze situaties in het wild terecht gekomen, door ontsnapping of door het vrijlaten van dieren in de natuur (Scalera, 2010b). Toch is de vestiging van deze soort meestal nog geen feit na de eerste vrijlating/ontsnapping. Vaak zijn meerdere opeenvolgende introducties noodzakelijk om een blijvende en reproducerende populatie te verkrijgen (Ficetola et al., 2008a). In het geval van de stierkikker zou een introductie van zes fertiele vrouwtjes al voldoende kunnen zijn om een duurzame populatie te stichten (Funk et al., 2010). Het succes van de introductie hangt af van klimatologische factoren, landgebruik en van biotische factoren zoals predatie (Adams & Pearl, 2007).




Figuur 10: Voorkomen van de stierkikker (*Lithobates catesbeianus*) buiten het oorspronkelijk verspreidingsgebied op wereldschaal. In het groen is het natuurlijk verspreidingsgebied aangeduid, in het rood de gebieden waar stierkikkers geïntroduceerd werden en dus als exoot beschouwd worden (naar (Adams & Pearl, 2007; Laufer et al., 2008; Scalera, 2010b).

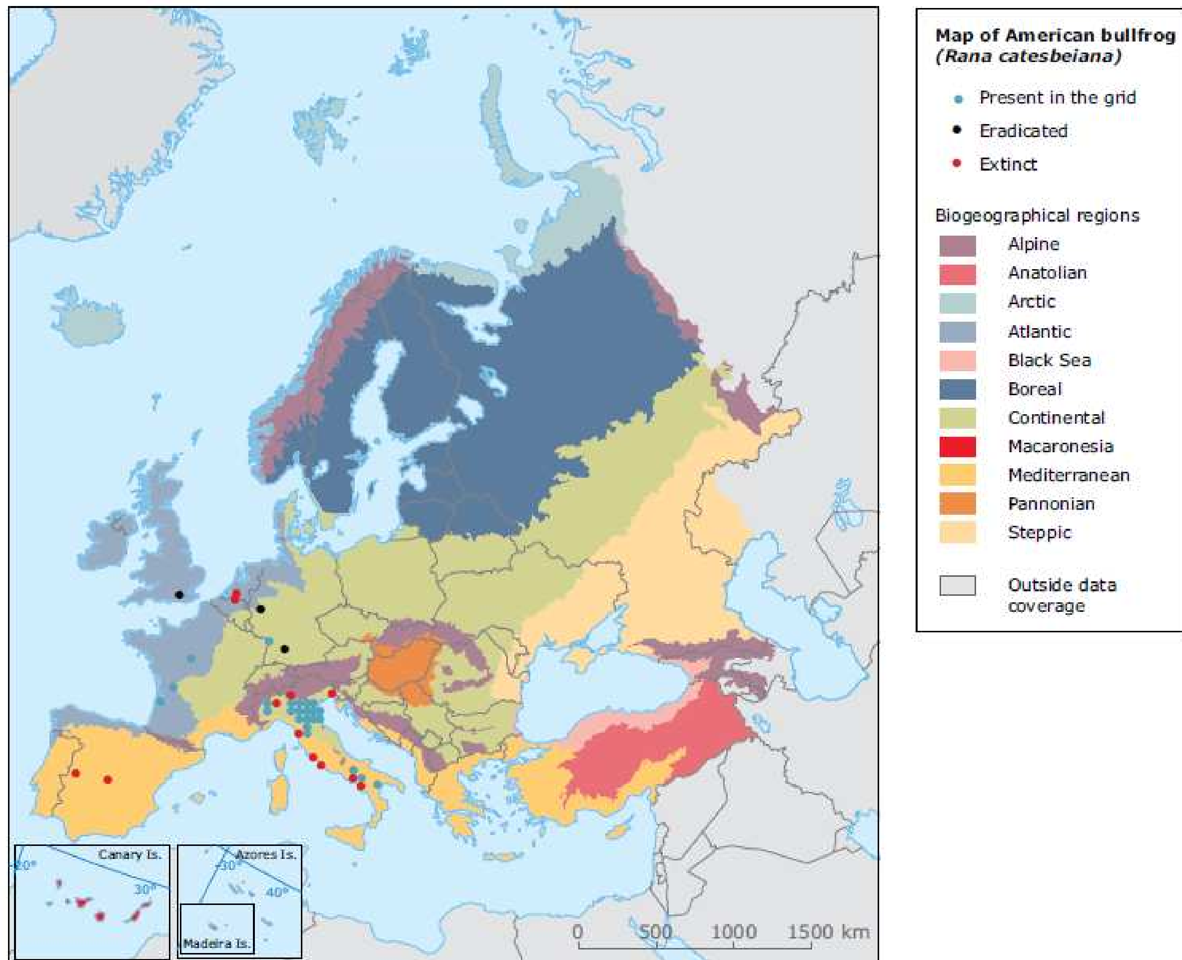
Een andere introductieweg betreft de al dan niet opzettelijke import van levende larven. De larven worden vooral verhandeld voor de kweek van stierkikkers zelf (Adams & Pearl, 2007) of als recreatief visaas (Ficetola et al., 2008a; Jooris, 2005; Santos-Barrera et al., 2011). Zeer waarschijnlijk worden stierkikkerlarven ook onopzettelijk getransporteerd met ladingen vis voor bepoting.

### *1.3.2.1 Europa*

In Europa zijn vijf afzonderlijke introducties vanuit de VS geïdentificeerd (Figuur 12). In chronologische volgorde zijn dit Italië, Frankrijk, Duitsland, België, Griekenland en Groot-Brittannië. Deze introducties werden gevolgd door verplaatsingen binnen de Europese unie. Alle introducties, met uitzondering van degene die gebeurd zijn in België en Griekenland, hebben hun oorsprong in het westen van het oorspronkelijk verspreidingsgebied, de introducties in België en Griekenland blijken zowel afkomstig van het oostelijke gedeelte als van het overlappende deel van het oorspronkelijk verspreidingsgebied (Funk et al., 2010).

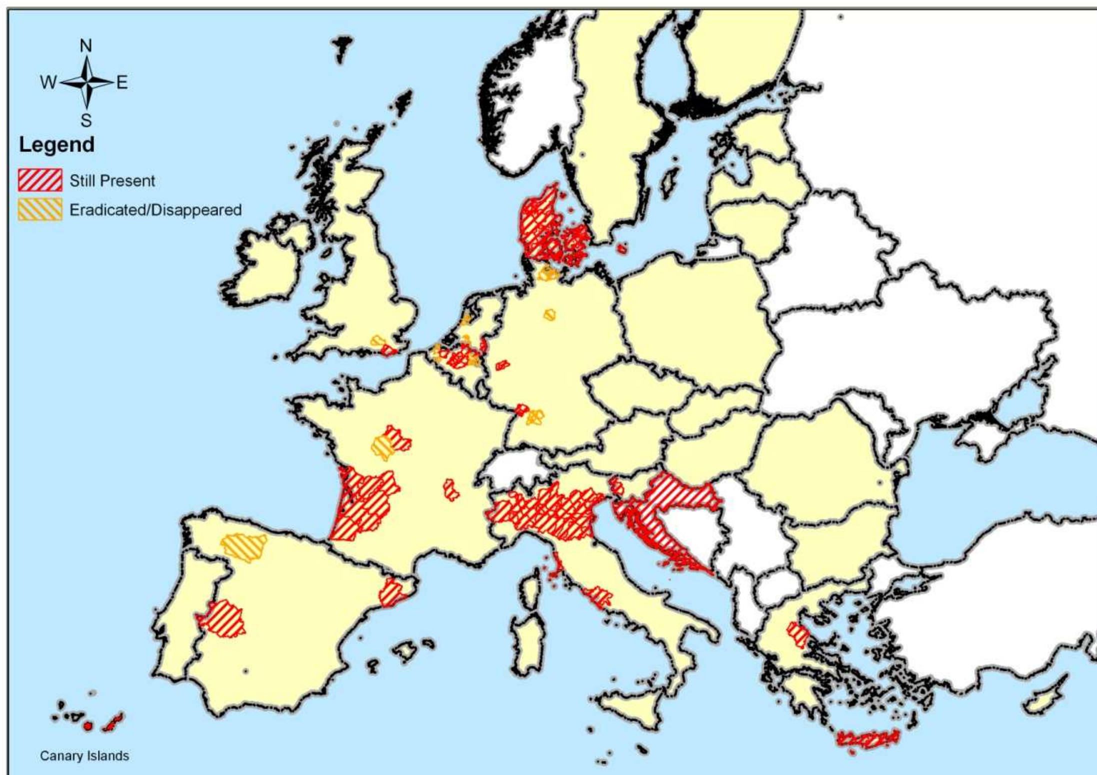
Momenteel komt de soort in Europa voor in acht landen (Italië, Frankrijk, Duitsland, België, Griekenland, Nederland, Spanje en het Verenigd Koninkrijk). De soort komt in verschillende biogeografische regio's voor wat haar grote klimatologische en milieu-amplitude illustreert (Atlantisch, continentaal, mediterraan). Reproducerende populaties komen echter enkel nog voor in

Italië, Frankrijk, België en Griekenland (Kreta). Een populatie die recent ontdekt werd in Nederland, werd ondertussen uitgeroeid. Ook in een aantal andere lidstaten (Duitsland, UK) zijn intussen uitroeiingsacties gebeurd (Figuur 11).




Figuur 11: Verspreiding van stierkikker in Europa (Scalera, 2012). Zwarte bollen vertegenwoordigen uitgeroeide populaties, rode bollen zijn populaties die vanzelf verdwenen zijn.

Het bovenstaand kaartje (Figuur 11) (Scalera 2012) is niet volledig. Zo lijken de populaties in Vlaanderen verdwenen te zijn wat niet het geval is. Daarom werden extra gegevens en literatuurdata aangevuld (Figuur 12). Aangezien de exacte locaties niet voorhanden waren, werd geopteerd om de regio's aan te duiden van welke meldingen terug te vinden zijn in de literatuur. Bepaalde regio's kunnen ondertussen door bestrijding stierkikkervrij zijn. Voor sommige landen, zoals Denemarken en Kroatië, is slechts gebrekkig informatie aanwezig, daarom werd geopteerd deze landen volledig aan te duiden.




Figuur 12: Verspreiding van de stierkikker binnen Europa, de geel aangeduide landen zijn EU leden (gebaseerd op Scalera et al., 2012).

#### 1.3.2.1.1 Italië en Duitsland

In **Italië** werd de stierkikker het eerst in de waarnemingen vermeld in de jaren '30 (Funk et al., 2010; Jooris, 2002a). Dit zou het resultaat geweest zijn van één introductie op één locatie, met name de sloten in de buurt van de Corte Brusca boerderij te Bigarello in de vallei van de Po in 1932 (Ficetola et al., 2008a; Funk et al., 2010). Het ging daarbij over een zeer beperkt aantal exemplaren met een zeer lage genetische diversiteit tot gevolg (Ficetola et al., 2008a). Deze introductie was de eerste succesvolle introductie van stierkikkers in Europa (Bringsoe et al., 2002; Jooris, 2005). Eerder al waren introducties in Engeland en Oostenrijk niet succesvol gebleken (Bringsoe et al., 2002). De geïntroduceerde exemplaren vestigden zich zeer snel en al gauw was sprake van voortplanting. In de jaren '60 werden er op andere plaatsen in de Po vallei exemplaren aangetroffen, allicht waren deze verspreid door het bepoten van het gebied met vis. Grote veranderingen in het landgebruik van de Po vallei, vooral omzetten van rijstteelt naar maisteelt, zouden aan de basis liggen van de huidige inkrimping van de daar aanwezige populatie. De stierkikker komt er momenteel enkel nog in geïsoleerde visvijvers voor. Ook elders in Italië zijn de populaties aan het krimpen. Allicht is ook hier het verdwijnen van geschikte habitats de oorzaak (Bringsoe et al., 2002). De stierkikker was anno 2002 afwezig op de meeste sites waar de soort tenminste tot 1987 voorkwam.

In **Duitsland** werd de stierkikker voor het eerst waargenomen in 1934. Deze populatie was ontsnapt uit een afgesloten visvijver nabij Celle (Neder-Saksen, Centraal Duitsland). In 1935 werd vastgesteld dat de populatie zich succesvol had voortgeplant. Tussen 1935 en 1941 werd de populatie nabij Celle succesvol uitgeroeid. In 1990 werden in de buurt van Stuttgart verschillende stierkikkerlarven vrijgelaten. In 1992 werd ook hier succesvolle voortplanting vastgesteld. Anno 2002 is de populatie nabij Stuttgart uitgestorven. In 1993 werden enkele exemplaren waargenomen in het noorden van Duitsland nabij Kiel. Deze populatie werd opzettelijk

geïntroduceerd door een plaatselijke visboer die de populatie knoflookpad (*Pelobates fuscus*) in zijn visvijver wou inperken. Op deze locatie werd niet voortgeplant en in 1996 vroren de stierkikkers er dood (Bringsoe et al., 2002; Santos-Barrera et al., 2011). Anno 1995 werden populaties waargenomen in de buurt van Bönn (Nord–Rhein Westfalen) (Bringsoe et al., 2002). Volgens de plaatselijk bevolking was stierkikker hier al aanwezig sinds 1990. In 2002 is men begonnen met een uitroeiingscampagne. Naar aanloop van deze campagne werd er in 2001 een hek geplaatst om verdere verspreiding tegen te gaan (Laufer & Waitzmann, 2002b) Tegen 2003 was de populatie bij Bönn slechts gedeeltelijk uitgeroeid (Reinhardt et al., 2003).

In 2000 werd een nieuwe populatie waargenomen in het zuidwesten nabij Karlsruhe (Baden–Württemburg). Deze populatie stamt mogelijks af van stierkikkers die in 1992 vrijgelaten werden in het wild toen een plaatselijke dierenwinkel de deuren sloot. Omdat de stierkikkers vrijgelaten werden in een privévijver bleven ze jaren onder de radar. Hierdoor kreeg de populatie de kans zich uit te breiden naar verschillende waterelementen in de buurt (van oude zandputten tot oude meanders van de Rijn). Rond juli 2001 werden er duizenden stierkikkerlarven waargenomen. Anno 2002 werd ook hier een bestrijdingscampagne uitgevoerd (Laufer & Waitzmann, 2002a). Ondanks het massaal afvangen van larven en juveniele kikkers door elektrische bevissing, blijkt de soort daar nog stand te houden (Ficetola et al., 2007a).

#### 1.3.2.1.2 Frankrijk

De eerste introductie in Frankrijk gebeurde in 1968 nabij Bordeaux, zo'n 30 jaar na de introductie in Italië (Berroneau et al., 2008; Detaint & Coic, 2006). Ze ligt waarschijnlijk aan de basis van alle huidige populaties in het zuidwesten van Frankrijk (De Wavrin et al., 2007). Een tweede introductie vond plaats in de jaren '80. In een poel in de Gironde werden toen een tiental kikkers geïntroduceerd.

De literatuur vermeldt populaties die voorkwamen in het Bois de Bologne in Parijs en in het Parc de Beaujardin in Tours. Mogelijk werd hier enkele jaren voortgeplant, toch is er hier geen populatie meer teruggevonden. Elders werden stierkikkers gevonden in de Sologne en in het Departement du Nord in 2002 (Detaint & Coic, 2006). Momenteel zijn er maar drie reproducerende populaties in zuidwest (Gironde en Dordogne) en centraal in Frankrijk (Sologne). Verder komen een reeks geïsoleerde populaties voor die in sommige gevallen nog dienen geconfirmeerd te worden (Bringsoe et al., 2002).

#### 1.3.2.1.3 Spanje

In Spanje is de eerste stierkikkerkwekerij opgericht tussen 1987 en 1989 nabij La Robla (Léon). De kwekerij werd opgericht met als doel een voorraad stierkikkers aan te leggen voor toekomstige kwekerijen en voor de opleiding van kwekers. Gedurende de korte bestaansperiode, tot 1990, was er sprake van minstens één ontsnapping. De ontsnapte kikkers zijn tegen 1996 allemaal verdwenen (Santos-Barrera et al., 2011). Buiten deze enkele ontsnapping zijn er enkele kleinere populaties gevonden op Gran Canaria, in Villasbuenas de Gata (Cacerés) en in Torre Mirador de Collserola (Catalonië) (Jooris, 2002a).

#### 1.3.2.1.4 Groot-Brittannië en Griekenland

Een populatie stierkikkers die in het begin van de 20ste eeuw in Surrey (De Wavrin et al., 2007) in het zuidwesten van Engeland werd waargenomen, is ondertussen verdwenen (Bringsoe et al., 2002). Nieuwe introducties hebben er echter voor gezorgd dat er sinds 1996 opnieuw stierkikkers aanwezig zijn een voortplantende populatie aanwezig is in Oost-Sussex en Essex (Santos-Barrera et al., 2011). Deze populaties werden ondertussen uitgeroeid (website UK non-native species secretariaat).

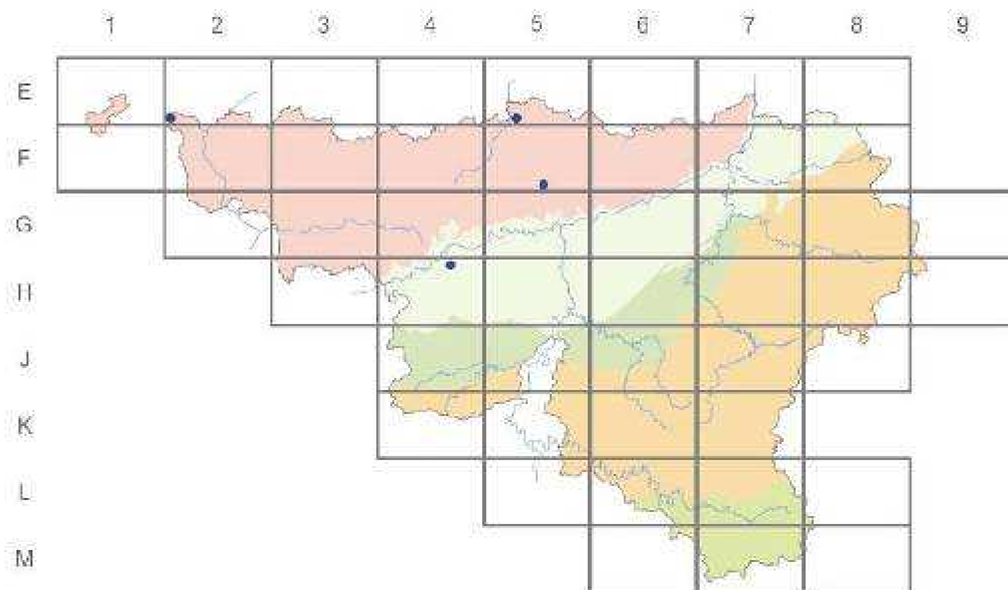
In Griekenland is de enige bevestigde populatie in het wild aanwezig in het Agia stuwmeer op Kreta (Bringsoe et al., 2002). Deze populatie heeft zich na de sluiting van de kwekerij, in 1998,

gevestigd op Kreta en sinds 2000 is bevestigd dat het hier om een voortplantende populatie gaat. Daarnaast zijn er ook nog kwekerijen in de provincie Thessalië en op het eiland Lesbos. De aanwezigheid van en de eventuele sluiting van deze kwekerijen verhoogt de kans dat ook hier in het wild voortplantende populatie kunnen ontstaan.

#### 1.3.2.1.5 België en Nederland

Aangezien het milieubeleid en de wetgeving omtrent exoten in België in hoofdzaak een gewestelijke bevoegdheid is (zie hoofdstuk 2. 'Wetgeving in Vlaanderen en Nederland', blz. 63), worden de gewesten afzonderlijk besproken. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de verspreiding in Vlaanderen en Nederland verwijzen we naar Hoofdstuk 4 'Verspreiding in Vlaanderen en Nederland', blz. 95. Uit wat voorafging blijkt duidelijk dat de Vlaamse stierkikkerpopulaties momenteel tot de grootste van Noordwest-Europa behoren.

Het Brussels hoofdstedelijk gewest is momenteel nog stierkikkervrij.




Figuur 13: Verspreiding van de stierkikker in Wallonië van 1985 tot 2003 (de Wavrin et al., 2007).

De stierkikker werd in Wallonië voor het eerst waargenomen in 1992, in Jamioulx bij Charleroi. Dit was meteen ook de eerste waarneming in België. Later, tussen 1997 en 2001, werd een enkel exemplaar gesignaleerd in Grand–Leez op de grens tussen Waals–Brabant en Namen. Vanaf 1999 volgen de waarnemingen elkaar snel op: Nil–Saint–Vincent (1999), Grez–Doiceau (1999-2001), Chaumont–Gistoux (2000), Wépion (2004) en een roepend mannetje in een poel in Charleroi in de wijk Ransart (2005-2006) (de Wavrin et al., 2007; Martin, 2009) (Figuur 13).

#### 1.3.2.1.6 Andere Europese Landen (Tabel 4)

Tabel 4: Stierkikker populaties in de rest van de EU (Clarkson & deVos).

| Land | Eerste waarneming | Laatste waarneming | Opmerkingen |
|---|---|---|---|
| Oostenrijk | 1927 | onbekend | Eén gedocumenteerde succesvolle introductie anno 1927 gekend, later geen meldingen meer. Indien documentatie correct blijkt, is Oostenrijk het land waar de eerste introductie plaatsvond i.p.v. Italië. |
| Denemarken | 1990 | 2001 | 1 – 2 roepende mannetje gehoord en 1 ongecontroleerde waarneming, niet zeker van aanwezigheid. |
| Finland | / | / | Allicht te koud voor een succesvolle introductie + Al 10 jaar geen handel meer in *L. catesbeianus* |
| Ierland | / | / | Occasionele verkoop van stierkikkerlarven |
| Luxemburg | / | / | / |
| Portugal | / | / | Introducties aan de grens met Spanje (Spaanse kant). Verbod op kikkerkweek van kracht, meer dan 500 exemplaren vernietigd tussen 1996 en 1997. |
| Zweden | / | / | Allicht te koud voor een succesvolle introductie |

### *1.3.2.2 Buiten Europa*

#### 1.3.2.2.1 Noord–Amerika

De eerste onnatuurlijke verplaatsing (eind 19de, begin 20ste eeuw) van stierkikker gebeurde in Noord-Amerika, van de Oostzijde van de Rocky Mountains naar de Westzijde. De soort werd in Californië geïntroduceerd in het begin van 20ste eeuw. De stierkikker kon er zich, evenals in grote delen van het westen van de VS, gemakkelijk vestigen (Adams & Pearl, 2007). Ook op Hawaï komt de stierkikker voor (Santos-Barrera et al., 2011). Hier werd hij geïntroduceerd rond het midden of het einde van de 19de eeuw (De Wavrin et al., 2007).

Het leefgebied van de stierkikker is de laatste eeuw noordwaarts, tot Brits Columbia (Canada) en zuidwaarts, tot in het uiterste zuiden van Mexico uitgebreid Dit is het gevolg van succesvolle introducties (Govindarajulu, 2010). De productie van kikkerbillen was ook in Brits Columbia de hoofdreden voor de import van stierkikkers. Omdat de productie ervan weinig rendabel bleek, sloten de kwekerijen en werden veel stierkikkers vrijgelaten in het wild. Momenteel is de soort zo wijd verspreid dat voorkomt van Vancouver Island in het zuiden en tot Campbell River in het noorden (Adams & Pearl, 2007; Akmentins & Cardozo, 2009; Laufer et al., 2008).

1.3.2.2.2 Centraal- en Zuid-Amerika

In Centraal- en Zuid-Amerika is de stierkikker geïntroduceerd in Argentinië, Bermuda, Brazilië, Chili, Columbia, Cuba, Dominicaanse Republiek, Ecuador, Guyana, Jamaica, het Westen en zuiden van Mexico, Paraguay, Peru, Puerto Rico, Uruguay en Venezuela (Flores-Nava, 2005).

De stierkikker werd in de jaren '30 geïntroduceerd in Brazilië voor de kweek van stierkikkervlees (Giovanelli et al., 2007; Kaefer et al., 2007). Het succes van de kweek bleef echter ook hier uit. In de jaren '70 kende de kweek van stierkikker een heropleving. Deze 'boom' duurde tot eind de jaren 80 en resulteerde in een enorme vooruitgang in de kweektechnieken. Tot 2007 bleef de verspreiding van de stierkikker in Brazilië grotendeels beperkt tot enkele plaatselijke populaties in het Atlantisch regenwoud in het zuidoosten (da Silva et al., 2009). Enkele van deze populaties zijn bewust en onbewust uitgezet ten gevolgen van mislukte oogsten in het begin van de jaren '80 (Luja & Rodríguez-Estrella, 2010). In 2006 werd de stierkikkerkweek in Brazilië nog aangegeven als zeer winstgevend. De kans dat er zich nog nieuwe uitbraken uit deze aquacultuurbedrijven voordoen is dan ook reëel, met mogelijke nieuwe populaties tot gevolg. De stierkikkers hebben er in ieder geval een ruim geschikt areaal (Giovanelli et al., 2007).

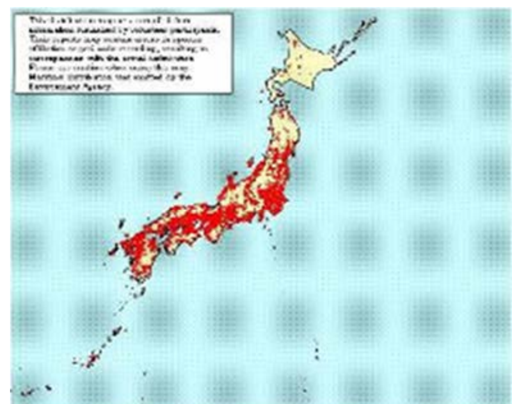
De eerste bekende introductie van de stierkikker in Mexico als productiesoort gebeurde in de jaren '60 naar aanleiding van een verhoogde vraag naar levende kikkers in de VS. In de eerste stierkikkerboerderijen werden vooral kikkervissen gekweekt voor gebruik in Amerikaanse kwekerijen. In de jaren '30 werd echter al één enkele stierkikker waargenomen in de provincie Baja California Sur in het noordwesten van Mexico. Deze aanwezigheid werd in 2010 bevestigd (Laufer et al., 2008).

In Uruguay werd de stierkikker geïntroduceerd in 1987. Van 1987-1993 werden verschillende stierkikkerboerderijen opgestart, vaak met geld van lokale overheden. Tussen 1993 en 2000 werden er nog 20 private boerderijen bij gebouwd zonder steun. Desondanks haalden de boeren er weinig of geen winst uit en de interesse in stierkikkers nam fel af, waarop de meeste boerderijen dicht gingen. Er was echter geen plan opgesteld dat ervoor moest zorgen dat ontsnappingen of loslatingen vermeden werden met veel introducties in het wild tot gevolg. De stierkikker is o.a. geïntroduceerd in de buurt van Rinco´n de Pando (Canelones) (Akmentins & Cardozo, 2009).

Ook in Argentinië is de stierkikker sinds 2005 aanwezig. Er zijn verschillende populaties gemeld in de provincies San Juan, Missiones, Buenos Aires en Córdoba. In 2009 werd er nog een nieuwe populatie ontdekt in de buurt van La Candeleria in 'La Salta' in het noorden van het land. Deze en allicht ook de andere populaties zijn afkomstig van verlaten aquacultuurbedrijven (Adams & Pearl, 2007).

1.3.2.2.3 Azië

In Japan, China en Korea bevinden zich de voornaamste populaties (Santos-Barrera et al., 2011). Ook in Singapore en Thailand is de stierkikker geïntroduceerd (Santos-Barrera et al., 2011). In Japan is de stierkikker uitgespreid van het zuiden van Hokkaido, het noordelijkste eiland van de archipel, tot het eiland Ishigakijima, nabij Taiwan (Anon., 2010c) (Figuur 14).



Figuur 14: Verspreiding van de stierkikker (*L. catesbeianus*) op de Japanse archipel (Anon., 2010c).

In China en Taiwan komt stierkikker ondertussen voor op Taiwan, nabij Kunming in de provincie Yunnan, in Sichuan en in Xinjiang. Deze populaties zijn het gevolg van bewuste of onbewuste vrijlatingen uit stierkikkerkwekerijen voor menselijke consumptie. De

kans bestaat dat er ook een populatie aanwezig is in de buurt van Hong Kong. Hier is echter nog geen zekerheid over. Wel kan men er al van uitgaan dat als deze populatie bestaat, ze een gevolg kunnen zijn van vrijlatingen van marktdieren (Wang & Li, 2009). De eerste Taiwanese introductie gebeurde 1924. Gedurende de jaren '50 werd de stierkikker geïntroduceerd als alternatieve soort voor de aquacultuur. Er werd toen ook een onderzoek opgestart naar de kweek van stierkikkers. De eerste introductie op het vasteland van China gebeurde in 1959 (Santos-Barrera et al., 2011). Gedurende de jaren 90 werd de stierkikker geïntroduceerd op Daishan eiland, voor de Oostkust van China.

##### 1.3.2.2.4 Oceanië

De stierkikker is in Maleisië en de Filippijnen geïntroduceerd (Santos-Barrera et al., 2011).

## 1.4 Impact

De stierkikker wordt tot ’s werelds 100 ergste invasieve exoten gerekend (Lowe et al., 2000). In België wordt de stierkikker, volgens het ‘quick screening protocol’ voor ecologische impact van exoten ISEIA, beoordeeld als een zwarte lijst soort (A1–score = 12). De soort is (voorlopig) in beperkte populaties aanwezig in het wild, maar deze beperkte populaties hebben een zware impact op het milieu. De stierkikker heeft daarbij vooral impact op de soortniveau en minder op milieufactoren en ecosysteem-functioneren (De Wavrin et al., 2007; Ficetola et al., 2008a; Wang & Li, 2009). De impactmechanismen zijn: (1) Directe predatie, (2) competitie voor voedsel en niches en (3) overdracht van pathogenen (Santos-Barrera et al., 2011). Tabel 5 vermeldt enkele bij ons voorkomende inheemse soorten die negatief beïnvloed kunnen worden door de aanwezigheid van stierkikkers.

In veel studies wordt gesuggereerd dat de stierkikker schade toebrengt aan inheemse soorten en dus in verband te brengen is met de achteruitgang van inheemse soorten in habitats waar deze invasieve exoot geïntroduceerd werd (D'Amore et al., 2009; De Wavrin et al., 2007). Voorbeelden uit de VS, Canada, de Caraïben, Italië, enz. tonen aan dat inheemse amfibieënpopulaties in gebieden met stierkikkerinvasies sterk achteruitgaan. In sommige gevallen werd ook aangetoond dat populaties van inheemse soorten terug kunnen opleven nadat de stierkikker ingeperkt werd (D'Amore et al., 2009).

Dat inheemse amfibieënpopulaties in sterke mate aan het inkrimpen zijn is geen nieuw feit. Deze achteruitgang is het gevolg van verschillende factoren, zoals habitatverlies, verstoring en klimaatsverandering. De aanwezigheid van stierkikker en andere exoten legt echter een extra druk op populaties van inheemse soorten (Wang & Li, 2009).

Tabel 5: lijst van enkele inheemse soorten waarop de stierkikker een directe of indirecte impact heeft.

*1: Klassen: A = Amfibieën; R = Reptielen; Vo = Vogels; K = Kreeftachtigen; Z = Zoogdieren; Vi = Vissen*
*2: Schade Types: I = Indirect (d.m.v. overdracht van pathogenen en competitie); D = Direct (d.m.v. Predatie).*
*3: Status volgens Vlaamse rode Lijst (Jooris et al., 2012):CR = Ernstig bedreigd, EN = Bedreigd, VU = Kwetsbaar, NT = Bijna in gevaar; LC = Momenteel niet in gevaar.*

| Soortnaam | Wetenschappelijke naam | Klasse[1] | Type Schade[2] | Oorspronkelijk verspreidings - gebied | Bron | Status in Vlaanderen[3] (Jooris et al., 2012) | Status wereldwijd (Anon., 2010d) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **gewone Pad** | *Bufo bufo* | A | I | Europa/West en Centraal Azië | (Bovero et al., 2008) | LC | Least Concern |
| **rugstreeppad** | *Epidalae calamita (Bufo calamita)* | A | I | West-, Centraal- en Oost-Europa | (Bovero et al., 2008) | VU | Least Concern |
| **kleine watersalamander** | *Lissotriton vulgaris (Triturus vulgaris)* | A | I | West-, Centraal- en Oost-Europa | (Bovero et al., 2008) | LC | Least Concern |
| **bastaardkikker** | *Pelophylax esculenta (Rana esculenta)* | A | D | West-, Centraal- en Oost-Europa | (Anon., 2005b) | LC | Least Concern |
| **vroedmeesterpad** | *Alytes obstetricans* | A | I | West- en Centraal-Europa | (Pasmans et al., 2010) | EN | Least Concern |
| **vuursalamander** | *Salamandra salamandra* | A | I | West-, Centraal- en Oost-Europa | (Pasmans & Martel, 2011) | VU | Least Concern |

## 1.4.1 Predatie en competitie

Amfibieën die in hetzelfde habitat voorkomen met stierkikkers kunnen hierdoor een impact op hun ontwikkelingspatroon ondervinden. Hun larven metamorfoseren trager en zijn minder op gewicht na de metamorfose, een gevolg van competitie voor voedsel en ruimte (Adams & Pearl, 2007). Uit studies blijkt dat de aanwezigheid van stierkikkerlarven een duidelijk negatief effect heeft op de overlevingskansen en ontwikkelingsperiode van de larven en het gewicht bij de metamorfose van andere amfibieën (Kupferberg, 1997). Zo verminderde de overlevingskans van *Rana boylii* larven met 48 % en het gewicht van de metamorfen met 24 % in aanwezigheid van stierkikker (Boone et al., 2004). *Rana sphenocephala* larven hadden een verminderd gewicht bij de metamorfose en bij *Ambystoma maculatum* werden een verkorte larvale periode en massa bij de metamorfose vastgesteld bij (Li et al., 2010).

Daarnaast zijn inheemse amfibieën vaker het slachtoffer van predatie, zowel door stierkikker als door roofvissen (De Wavrin et al., 2007; Kiesecker & Blaustein, 1998; Maret et al., 2006). Stierkikkers zijn weinig selectieve predatoren, die nagenoeg eten alles wat in hun mond past, van insecten en macroinvertebraten tot kleine watervogels en zoogdieren. Een bepalende factor in de achteruitgang van inheemse amfibieënsoorten is hun migratie van optimale naar andere, vaak suboptimale, habitats om aan predatie door stierkikker te ontsnappen. Meestal verloopt deze migratie van ondiep, warm, voor roofvissen veilig en voedselrijk oeverwater naar dieper en kouder water verder van de oever (Boone et al., 2007). Hier is voor inheemse soorten een verminderd

voedselaanbod, een verhoogde blootstelling aan predatoren een lagere watertemperatuur. Door de lage watertemperatuur en een lager voedselaanbod is enerzijds de activiteitsgraad van inheemse soorten hier minder. In combinatie met het ontbreken van schuilmogelijkheden, zorgt dit ook voor een verhoogde kans op predatie. Daarnaast verloopt de ontwikkeling van larve tot metamorf onder deze omstandigheden trager. Daarbij dient ook rekening gehouden met de onsmakelijkheid van stierkikkerlarven, die zelden of nooit gegeten worden door roofvissen. Hierdoor kunnen stierkikkerlarven zonder veel weerstand ontwikkelen en verhoogt de druk op de inheemse soorten (Kiesecker & Blaustein, 1998). Dit cumulatief predatie-effect van roofvis en stierkikker is groter dan de som van beide effecten afzonderlijk, zowel op vlak van overleving als ontwikkeling (Adams, 2000; Boone et al., 2007; Werner et al., 2007b). Sommige bronnen geven aan dat de effecten van de stierkikker sterker kunnen zijn dan die van roofvissen (Wu et al., 2005). Andere bronnen worden de roofvissen als een veel sterkere factor aangeduid. De aanwezigheid van roofvis is volgens enkele studies ook één van de belangrijkste bepalende factoren die inspelen op de jaarlijkse populatie-aanwas en mortaliteit van amfibieën. De gecombineerde aanwezigheid van stierkikker en roofvis zorgt in elk geval voor een duidelijke verandering in het ontwikkelingspatroon. Inheemse amfibieën groeien minder snel of zijn onderontwikkeld en hebben minder kans op overleving dan hun soortgenoten in aquatische habitats zonder stierkikkers of roofvis.

Het impactmechanisme verschilt naargelang het ontwikkelingsstadium. Recent gemetamorfoseerde stierkikkers hebben vooral een invloed op de inheemse soorten door voedselcompetitie. Grotere adulten hebben zowel een impact door voedselcompetitie als door directe predatie. Jongere stierkikkers eten vooral insecten en kreeftachtigen, net zoals de inheemse amfibieën. De aanwezigheid van stierkikkers resulteert dus in een verlaagd voedselaanbod voor inheemse amfibieën. Grotere adulten eten naast insecten en kreeftachtigen ook inheemse amfibieën op (Kupferberg, 1997).

Ook op gemeenschapsniveau heeft de aanwezigheid van stierkikker een effect. Vijvers met stierkikkers waren minder soortenrijk dan vijvers zonder (Li et al., 2010). Op een eilandenarchipel in de Oost-Chinese zee waren aanzienlijk minder inheemse kikkersoorten aanwezig in vijvers waar stierkikker aanwezig was. Vaak is de aanwezigheid van stierkikker echter niet de enige factor die hier een rol speelt, en is het onderscheid tussen menselijke ingrepen in het habitat (visvangst, reparatiewerken,…) en de aanwezigheid van stierkikker moeilijk te maken. Andere factoren, zoals het voorkomen van exotische vissen en kreeften werden eveneens in rekening gebracht maar resulteerden in een kleinere impact, al werd ook in deze studie een versterkend effect vastgesteld als de stierkikkers tezamen met vissen voorkomen (zie hoger). Ondergedoken waterplanten zorgden dan weer voor een hogere inheemse soortenrijkdom (Rosen & Schwalbe, 2010).

Stierkikkers zijn belangrijke predatoren in aquatische milieus. Predatie heeft dus logischerwijs vooral een invloed op andere aquatische soorten. Toch kunnen ook terrestrische soorten een impact ondervinden. De grotendeels terrestrische *Rana pretiosa* wordt in het westen van de VS meer gepredeerd dan de meer aquatische *R. aurora*. Een verschillende mobiliteit tussen deze soorten ligt allicht aan de basis hiervan. *R. pretiosa* is aanzienlijk minder mobiel dan *R. aurora* Hayes & Jennings (1986).

Niet alleen inheemse amfibieën ondervinden een impact door de stierkikker. In westelijk Noord–Amerika werd stierkikker in verband gebracht met de achteruitgang van inheemse reptielen. Zo hadden stierkikkers door directe predatie een impact op de achteruitgang van de inheemse kikkeretende slangensoorten *Thamnopsis eques* en *T. marcianus* (Garner et al., 2006).

## 1.4.2 Overdracht van pathogenen

Een geïntroduceerde soort heeft vaak minder last van predatoren, ziektes, parasitoïden, parasieten enz. die geen co-evolutie doorgemaakt hebben met de nieuweling. Deze *enemy-release* is één van de factoren die kunnen bijdragen aan het succes van een invasieve exoot. Omgekeerd bestaat

tegelijk de kans dat een klein deel van de pathogene diversiteit aanwezig op een uitheemse soort overgedragen wordt in de nieuwe omgeving waarin ze terechtkomt. Deze kunnen schade toebrengen aan de inheemse soorten die niet het voordeel van een co-evolutionaire geschiedenis gehad hebben (James et al., 2009; Schloegel et al., 2009; Soto-Azat et al., 2010). Stierkikkers zijn bekende vectoren van enkele belangrijke amfibieënziektes. Hieronder worden enkele besproken, voor een vollediger overzicht verwijzen we o.a. naar Densmore & Green (2007).

### *1.4.2.1 Chytridiomycose*

Chytridiomycose is een schimmelziekte veroorzaakt door de schimmel *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*). Deze ziekte wordt in de internationale literatuur genoemd als één van de belangrijkste oorzaken voor de wereldwijde achteruitgang (vooral in Midden-Amerika en Australië) van amfibieënpopulaties, naast verstoring, predatie en habitatverlies (Heard et al., 2011). Het wereldwijd voorkomen van *Bd*, de snelle verspreiding van de ziekte, het hoge aantal gastsoorten en de hoge virulentie zijn hiervoor verantwoordelijk. Recenter onderzoek naar de achteruitgang van verscheidene amfibieënsoorten en het verband met *Bd* infecties nuanceert dit en stelt dat de impact van *Bd* wordt overdreven (Brandon, 2009). Zolang geen sluitend onderzoek voorligt naar de gevoeligheid van inheemse soorten voor *Bd* infecties en de impact ervan op populaties, wordt aangeraden het voorzichtigheidsprincipe te hanteren.

**'hygiëneprotocol en melden van amfibieënsterfte'**

Wanneer met amfibieën gewerkt wordt (onderzoek, paddenoverzetacties enz.), is grondige reiniging van bijvoorbeeld laarzen, netten, emmers etc. belangrijk om eventuele verspreiding tegen te gaan. Indien contact met amfibieën zich beperkt tot één locatie, is het goed laten drogen van materialen voldoende voor een snelle doding van het merendeel van de schimmelorganismen. Als op een korte tijd verschillende locaties worden bemonsterd, is het aangeraden tussen elke locatie alle contactmaterialen te reinigen en te desinfecteren (Pasmans & Martel 2011). Stichting RAVON werkte hiervoor een handleiding uit (http://www.ravon.nl/LinkClick.aspx?fileticket=UU3u9z8aiCY%3d&tabid=809). Verdachte (al dan niet massale) sterfte van amfibieën dient steeds gemeld te worden zodat infecties tijdig kunnen vastgesteld worden (doorgaans enkele mogelijk via DNA onderzoek).

Een verandering in de elektrolytenbalans en een daaropvolgend verstoord hartritme wordt door verschillende bronnen geduid als de meest voor de hand liggende doodsoorzaak bij Bd infecties. Amfibieën nemen in normale omstandigheden deze elektrolyten op via poriën in de huid. Een besmetting met chytride schimmel, die zich vestigt op de huid, verstoort de electrolytenopname met als gevolg een daling in de kalium en natrium niveaus in het bloed. Beide zijn essentiële elektrolyten. Een verstoord elektrisch systeem zorgt op zijn beurt voor mechanische problemen met een hartstilstand. Hoe de schimmel de elektrolytenopname exact verstoort is nog niet gekend maar er wordt gesuggereerd dat dit een gevolg is van directe (huid)cel schade of het vrijgeven van gifstoffen (Craedick & Hileman, 2009). Tot de symptomen van Bd infectie behoren huidverkleuring, vervelling, risicovol gedrag, verlies van hongergevoel en lethargie (Garner et al., 2006). Sluitende diagnose is echter enkel met geavanceerde DNA technieken vast te stellen.

Chytride is aanwezig in stierkikkerpopulaties in zes Europese landen (o.a. Verenigd Koninkrijk, Frankrijk, Italië) en in populaties van 20 inheemse Europese amfibieënsoorten (Spitzen-Van der Sluijs et al., 2010). Ook in België en Nederland zijn er met *Bd* besmette populaties waargenomen (Pasmans & Martel, 2011; Pasmans et al., 2010). In 2010 werd een vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*) in de buurt van Marche–en–Famenne aangetroffen die stierf aan chitride infectie (Soto-Azat et al., 2010). Als we gegevens extrapoleren uit bijvoorbeeld Spanje, kunnen we veronderstellen dat zeker vroedmeesterpadden en vuursalamanders (*Salamandra salamandra*) gevoelig zijn voor de ziekte (Pasmans & Martel, 2011). Chytride is volgens bronnen al aanwezig in

de amfibieënpopulaties van voor de jaren '30 (Brandon, 2009), al werd de ziekte pas geïdentificeerd in 1993 (Soto-Azat et al., 2010).

De eerste historische waarneming van de schimmel dateert uit de jaren '30, op een museumspecimen van een Afrikaanse kikker *Xenopus fraseri*. Deze soort komt oorspronkelijk voor in het zuiden van Afrika, onder de Sahara. Er blijkt een historisch evenwicht te zijn tussen de soort en de schimmel. De *Xenopus* populaties tonen geen achteruitgang ten gevolge van de chytride. Het heeft tot de jaren '60 geduurd vooraleer de ziekte zich buiten Afrika verspreide. Ondertussen is chytrid schimmel aanwezig in zo goed als alle amfibieënpopulaties op alle continenten met uitzondering van Antarctica (Brandon, 2009; Soto-Azat et al., 2010). Verwante soorten en ondersoorten van *Xenopus fraseri*, zoals de Afrikaanse geklauwde kikker (*Xenopus laevis*), waren fel geliefd in de internationale handel (Schloegel et al., 2009; Soto-Azat et al., 2010). Mogelijk ligt de internationale handel van verwante *Xenopus*-soorten en andere schimmeldragende soorten, zoals de stierkikker, aan de basis van de verspreiding van de ziekte buiten Afrika naar de rest van de wereld (Soto-Azat et al., 2010). Het verhaal van de *Xenopus*-soorten is een mooi voorbeeld van de mogelijke risico's van ongecontroleerde handel en transport van soorten fauna en flora buiten hun natuurlijke habitat (Gratwicke et al., 2010; Peel et al., 2012). Transport ten behoeve van handel van levende amfibieën of delen van kikkers (bv. kikkerbillen) zijn de meest voor de hand liggende vectoren voor intercontinentale verspreiding van *Bd* (Craedick & Hileman, 2009). Klimaatverandering is een andere mogelijke oorzaak van de verspreiding van de schimmel (Kriger, 2009). Toch is de verspreiding van *Bd* allicht niet enkel verbonden met de opwarming van de aarde want de schimmel kan niet goed tegen langdurige blootstelling aan droogte en hoge temperaturen (Johnson et al., 2003). Uit studies blijkt dat de zoösporangia na ±3u uitdroging volledig vernietigd worden (Gratwicke et al., 2010). Ook blootstelling aan temperaturen van meer dan 32° C (voor minstens 96u) zorgt voor een mortaliteit bij 100 % van de zoösporangia. Langdurige temperaturen van minder dan -15 °C blijken ook voldoende om de zoösporangia te vernietigen (Woodhams et al., 2006), dit is echter alleen maar toepasbaar op overleden kikkers en delen van kikkers bestemd voor de handel.

Zoals eerder al aangehaald zullen niet alle met *Bd* 'besmette' exemplaren de bovenstaande klinische tekenen vertonen. Van sommige amfibieënsoorten is bekend dat hun huid bepaalde antibacteriële peptiden en/of fungiciden produceert. Veel van peptiden worden in verband gebracht met een geremde ontwikkeling van *Bd* infectie tot chytride. Soorten met de juiste peptiden op de huid zijn dus resistenter voor chytride dan soorten zonder (Douglas et al., 1994; Rollins-Smith et al., 2005). Stierkikkers beschikken over het peptide Ranalexin (Rollins-Smith et al., 2005). Studies geven weer dat Ranalexin, in labo-omstandigheden, in staat is de groei van chytride te voorkomen bij concentraties van minstens 12,5µM (Garner et al., 2006; Laufer et al., 2008; Wang & Li, 2009). De aanwezigheid van Ranalexin biedt dus een mogelijke verklaring voor de hogere tolerantie van de stierkikker tegen chytride. De stierkikker word aangeduid als mogelijke verspreider van chytride (Laufer et al., 2008; Schloegel et al., 2009). Stierkikker zijn resistent tegen de schimmelziekte maar kunnen wel drager zijn (Craedick & Hileman, 2009; Heard et al., 2011; Rollins-Smith et al., 2005; Schloegel et al., 2009). Van de bruine kikker (*R. temporaria*) is bekend dat ze eveneens beschikt over een chytride remmende peptide (Temporin A). Temporin blijkt echter wel minder sterk dan Ranalexin, van Temporin moet 66µM uitgescheiden worden (Rollins-Smith et al., 2005). Externe stressfactoren zoals vervuiling kunnen er ook voor zorgen dat beschermde soorten alsnog chytride ontwikkelen (Brandon, 2009; Peel et al., 2012). *Bd* kan tot drie maanden, in natte tot vochtige milieus, aanwezig blijven nadat de vector ervan al uit dit milieu verdwenen is (Mazzoni et al., 2009).

#### *1.4.2.2 Ranavirose*

De stierkikker staat bekend als drager van minstens één dodelijk *Ranavirus* (Daszak et al., 1999; Mazzoni et al., 2009; Schloegel et al., 2009). De link tussen de achteruitgang van amfibieënpopulaties en Ranavirose is minder duidelijk dan bij chytridiomycose. Toch wordt deze

virale ziekte als een ernstige potentiële bedreiging gezien voor amfibieënpopulaties. Ze kan een zeer hoge mortaliteit veroorzaken in de populatie dikkoppen (Daszak et al.). Het FV3-Virus (‘Frog Virus 3’) maakt deel uit van de Iridoviridae familie en is zeer pathogeen en virulent voor de larven van o.a. de volgende soorten: stierkikker (*L. catesbeianus*), *L. grylio, Rana tigrina*, *R. sylvatica*, bruine kikker (*R. temporaria*)*, Rana pipiens*, groene kikkers (*Pelophylax* spp.), gewone pad (*B. bufo*), vroedmeesterpad (*A. obstetricans*) en alpenwatersalamander (*Ichthyosaura alpestris*) (Mazzoni et al., 2009; Miller et al., 2011; Sharifian-Fard et al., 2011). Voor elk van deze soorten konden in Europa reeds massale sterften in amfibieënpopulaties toegewezen worden aan FV3 (Sharifian-Fard et al., 2011). De ziekte is overdraagbaar van de ene soort op de andere, ook buiten de Ranidae–familie (Mazzoni et al., 2009).

Uit laboproeven in Brazilië bleek dat het virus zorgt voor een sterfte van 95-100 % bij stierkikkerlarven van 15-28 dagen oud. Jongere larven vertonen het ziektebeeld meestal pas 15 dagen na het verlaten van het eitje. Oudere dieren kunnen de ziekte dragen maar zullen er in de meeste gevallen niet door sterven (Mazzoni et al., 2009). Larven stoppen met eten en worden lethargisch. Naarmate de ziekte verergert verliezen de larven hun mogelijkheid te zwemen, zinken ze naar de bodem en vertonen ze onregelmatige bewegingen. Naast gedragsveranderingen vertonen ze ook enkele uiterlijke veranderingen, zoals een zwelling van de onderbuik. In sommige gevallen verbleekten en kwijnden de larven weg. Uiteindelijk sterven de larven door virale wonden aan lever, nieren en milt. Tevens is sprake van celschade o.a. misvormde kernen met een kleine hoeveelheid chromatine, afwezigheid van een kernmembraam en cytoplasma met lege of gewijzigde organellen (Mazzoni et al., 2009).

Stierkikkers die zich in gevangenschap bevinden, in kwekerijen voor kikkervlees bijvoorbeeld, zijn vatbaarder voor het FV3–virus dan in het wild levende stierkikkers. Deze verhoogde vatbaarheid is een gevolg van stress en ongunstige omgevingsfactoren. Bovendien is het FV3-virus een typisch voorbeeld van een driehoeksrelatie tussen de gastheer, het virus en de omgeving. Het tijdstip en de ernst van een uitbraak zijn daarbij afhankelijk van omgevings- en stressfactoren (Miller et al., 2011). Adulte dieren kunnen sterven aan deze ziekte, maar in het wild is dit zelden waargenomen, in gevangenschap daarentegen is het een vrij gewoon verschijnsel. Ook de genetische diversiteit binnen een populatie kan een invloed hebben op de vatbaarheid voor deze ziekte. Populaties met een grote genetische diversiteit lopen minder kans op een *Ranavirus* infectie (Flores-Nava, 2005).

#### *1.4.2.3 Red Leg syndroom*

Deze ziekte, ook wel bekend als bacteriële dermatosepticemia, is het gevolg van bacteriële infecties. De meest voorkomende genera die red leg kunnen veroorzaken zijn: *Aeromonas, Pseudomonas, Klebsiella, Edwardsiella, Myma* en *Streptococcus*. Deze ziekte uit zich als een roodverkleuring van de poten en van de anus maar kan zich ook manifesteren als plotse sterfte (Densmore & Green). De ziekte zou wijd verbreid zijn en vrij algemeen voorkomen, zowel in wilde populaties als in stierkikkerpopulaties in gevangenschap (Pasteris et al., 2006), maar wordt ook vaak verkeerd of over-gediagnostiseerd (Densmore & Green). Mogelijke oplossingen zijn het toedienen van antibiotica en een verbod op transport van geïnfecteerde exemplaren (Garner et al., 2006). Over het voorkomen van de ziekte in wilde populaties in de grensregio is niets bekend.

#### *1.4.2.4 Parasieten*

Als geïntroduceerde soort heeft de stierkikker minder last van parasieten. Meestal lukt het voor parasieten die met geïntroduceerde soorten meekomen niet om zich te vestigen. Door allerlei genetische, fysiologische en milieu factoren van inheemse soorten en hun habitats (Scalera, 2010a). *Trichodina* spp. en *Oodinium* spp. zijn de meest voorkomende parasieten die terug te vinden zijn op stierkikkers. Of omgekeerd gekende parasieten van inheemse soorten, zoals de groene paddenvlieg (*Lucilia bufonivora*), ook op stierkikkers zitten, is niet bekend.

## 1.4.3 Impact op volksgezondheid

Aangezien ze voorkomen in vis- en tuinvijvers is er een potentieel voor indirect contact met mensen en zouden stierkikkers een bron van microbiële pathogenen voor de mens kunnen vertegenwoordigen. Vlaamse en Nederlandse stierkikkers die tijdens het Invexo-project gevangen werden, zijn onderzocht op een aantal gekende pathogenen die zoönoses kunnen veroorzaken, infectieziektes die overgedragen kunnen worden van dieren op mensen. Dieren uit Hoogstraten, Arendonk en Baarlo (Nederland) werden getest op *Coxiella burnetii*, *Neospora caninum*, *Leptospira* sp., *Toxoplasma gondii*, *Mycoplasma* sp., *Campylobacter* sp., *Salmonella* sp. en *Escherichia coli*. Geen van de 164 onderzochte dieren, afkomstig van zes locaties, vertoonde sporen van deze ziektes (Martel, 2012).

## 1.4.4 Economische impact

Invasieve uitheemse soorten kunnen allerlei vormen van impact op de economie hebben, bijvoorbeeld door een verlies aan gewassen, beschadigde gebouwen en infrastructuur, extra productiekosten, het verlies van lokale economieën en ecosysteemdiensten. Een rapport van CABI analyseerde deze kosten voor het Verenigd Koninkrijk. De totale huidige jaarlijkse kost aan de Britse economie worden geschat op ongeveer £ 1,7 miljard (Williams et al., 2010) Het jaarlijkse verlies veroorzaakt door invasieve uitheemse soorten in de VS, UK, Australië, Zuid-Afrika, India en Brazilië samen werd becijferd op 300 miljard dollar. In Europa alleen, bedraagt de economische kost door een selectie van 25 biologische invasies 12 miljard euro per jaar (Scalera, 2009). Dit cijfer is zeker een onderschatting aangezien de potentiële economische en milieu-effecten voor bijna 90% van de niet-inheemse soorten in Europa onbekend zijn (Hulme et al., 2009). De Europese Commissie spendeerde de voorbije 15 jaar ook 132 miljoen euro aan beheer en onderzoek rond exoten (Europese Commissie,2008; Kettunen et al., 2008; Scalera, 2009).

Hoewel geen schademeldingen aan de aquacultuur door exotische amfibieën werden gevonden, bestaat de mogelijkheid op dergelijke directe economische schade wel (Bomford et al., 2005). Amerikaanse stierkikker veroorzaakte aanzienlijke schade aan een viskwekerij in Missouri gebruikt voor het kweken van goudvissen (*Carassius auratus*) voor de aquariumhandel en van *Notemigonus chrysoleucus* voor gebruik als visaas. Zowel directe predatie door volwassen kikkers op vis als het eten van commercieel voedsel voorzien voor de vis door kikkervisjes veroorzaakte een economisch verlies berekend op $ US 42.000 per jaar (Corse & Metter, 1980). In theorie zouden stierkikkers dus soortgelijke schade kunnen toebrengen aan de aquacultuur in België.

De exacte prijs van de bestrijding of beheersing van stierkikker in het gehele verspreidingsgebied is onmogelijk met zekerheid te achterhalen. Wel kan gezegd worden dat in Groot–Brittannië reeds gedurende 4 jaar (1999 – 2002) £ 100.000 (€ 116.990) besteed werd aan de bestrijding van de soort (Foster & Banks, 2008; Scalera, 2012; Scalera et al., 2012). In Duitsland werd de kost voor het uitroeien van slechts vijf geïsoleerde populaties geraamd op 270.000 euro, aan een gemiddelde van 53.000 € per vijver per jaar (Reinhardt et al., 2003; Scalera, 2009). In Canada werd reeds 136.912 € besteed gespreid over 4jaar (2007 – 2010) aan de bestrijding van de stierkikker (Orchard 2010) (Tabel 6). In Nederland werden, buiten het Invexo projectgebied, twee vijvers aangepakt met verscheidenheid van maatregelen en uitvoerders (Creemers, 2011a; Crombaghs, 2012; Goverse et al., 2012). In het kader van het Invexo project werd er in totaal in Vlaanderen en Zuid-Nederland voor 390.500 € aan bestrijding, onderzoek en communicatie rond stierkikker gedaan. Hierbinnen werden 6 vijvers op 2 verschillende locaties aangepakt met een verscheidenheid aan maatregelen (zie hoofdstuk 5.2 Resultaten van de acties binnen het project, blz. 116). De eigenlijke kost voor de stierkikkerbestrijding en het habitatherstel van deze zes vijvers wordt geschat tegen de 85.000 € over de periode 2010-2012.

Tabel 6: Analyse van de bekende kosten inzake stierkikkerbestrijding wereldwijd. Gemiddelde kost per jaar is, indien niet bekend, geschat a.d.h.v. de totale kostprijs en de periode.

| Land | Periode | Tot kostprijs (€) | Gem. Kost (per jaar) (€) | Bron |
|---|---|---|---|---|
| VK | 1999 – 2002 (4j) | 119664 | 39888 | (Foster & Banks, 2008) |
| Canada | 2007 – 2010 (4j) | 136912 | 34228 | (Orchard, 2010) |
| Vlaanderen | 2010 - 2012 (3j) | 390500 | 130167 | (Invexo) |
| | Zes vijvers | 85000 | 28333 | (Invexo) |
| Nederland | 2011 - 2012 (2j) | 50000 | 25000 | (Mnd. Med. Vos, J.) |
| Duitsland | 2002 (1j) | 270000 | 270000 | (Reinhardt et al., 2003) |
| bekend totaal | | 967076 | Bekend gem. | 99857 |

# 2 Wetgeving in Vlaanderen en Nederland

Sander Devisscher & Tim Adriaens

In wat volgt worden de krachtlijnen van beleid en wetgeving weergegeven die relevant zijn voor stierkikker en eventueel beheer van stierkikkerpopulaties. Voor een vollediger overzicht van de wetgeving rond invasieve exoten, internationaal en in Vlaanderen/Nederland, verwijzen we graag naar het eindrapport Beleid en Samenwerking (van der Burg & Lotz, 2012).

## 2.1 Europa

### 2.1.1 Wetgeving

Voor 1997 was de handel en import van stierkikkers naar en binnen Europa niet gereguleerd. Stierkikkers konden dus vrij in Europa ingevoerd worden en binnen de unie verkocht worden. Sinds december 1997 is een verordening (EU Wildlife Trade Regulation 338/97) van kracht die import in de EU verbiedt. De soort werd opgenomen in appendix B van deze verordening, waarmee de import van stierkikkers in de Europese unie verboden werd. Ondertussen is de stierkikker, samen met onder meer roodwangschildpad *Trachemys scripta elegans* en negen andere soorten (Amerikaanse nerts, muskusrat, beverrat, grijze eekhoorn, rosse stekelstaart, sikahert, wasbeer, wasbeerhond en Canadese bever), ook opgenomen in aanbeveling n° 77 (1999) van de Conventie van Bern als een soort die een sterke bedreiging vormt voor de biologische diversiteit en waarvoor eliminatie sterk aangewezen is.

Door de verordening werd de stierkikker als enige exotische amfibieënsoort opgenomen in de Europese toepassing van het CITES–verdrag (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Washington DC, USA, 1973). Deze toepassing bevat alle provisies van het CITES -verdrag aangevuld met enkele strengere maatregelen, zodat die consequent zijn met de andere Europese wetgeving inzake eenmaking van de markt en bescherming van soorten en habitats (o.a. Life, Natura 2000). De Europese unie mag dus de handel in levende exemplaren van soorten die mogelijk schade kunnen toebrengen aan de inheemse fauna en flora verbieden (Ficetola et al., 2008a).

Er kan echter geen verbod op handel in stierkikkers binnen de unie zelf opgelegd worden (eengemaakte Europese markt). Het Europese importverbod holt hierdoor achter de feiten aan. Het gevolg was dat ook na 1997 de stierkikker zijn areaal in Europa nog uitbreidde (Mergeay, 2009a; Scalera, 2010b). Omdat soorten meestal pas op een zwarte lijst verschijnen wanneer de gevolgen van hun introductie zich reeds manifesteerden, is een witte lijst mogelijks een beter middel om introducties van problematische exoten aan banden te leggen (Perry & Farmer, 2011a).

Een handelsverbod heeft ook een aantal neveneffecten. De maatregel is onpopulair bij het publiek, is duur en hobbyisten gaan aan het houden van 'verboden' dieren vaak een hoger prestige toekennen waardoor minder scrupuleuze verkopers toch extra profiteren (Bringsoe et al., 2002). Een deel van de handel verschuift ongetwijfeld ook naar de moeilijker controleerbare handel via internetfora. Vaak leidt een handelsverbod ook tot de import van andere (onder)soorten die niet in de verdragen opgenomen zijn en in hun land van herkomst evenmin beschermd zijn. Om te voldoen aan een blijvende vraag naar kikkers voor tuinvijvers, verving de oostelijke meerkikker *Pelophylax bedriagae* (een lid van het Groene kikkercomplex afkomstig uit het Midden-Oosten) de stierkikker in de handel naar Europa (Holsbeek et al., 2010). Holsbeek et al. (2008) toonden hetzelfde aan op basis van DNA analyses van Belgische kikkers uit de vrije natuur en in de handel (Holsbeek et al., 2008; Holsbeek et al., 2010). De eveneens uitheemse meerkikkers *P. ridibundus* en *P. bedriagae* (en mogelijks nog andere soorten) zijn ondertussen zo wijd verspreid dat het beheer van deze grotendeels cryptische invasies in de praktijk wellicht onmogelijk geworden is (Altherr et al., 2011; Gratwicke et al., 2010).

De handel in levende of ongevilde, niet diepgevroren kikkerbillen is een mogelijk mechanisme voor verspreiding van chytrid schimmel (*Bd*) (Gratwicke et al., 2010). Het CITES–Verdrag verbiedt de handel in onderdelen of kadavers van de stierkikker niet. Hierdoor is de handel in stierkikkerbillen van buiten Europa naar binnen nog steeds toegestaan. Gedurende de periode 1999-2009 was België met 53 % of 24.696 ton, tezamen met Frankrijk (23 % of 10.453 ton) en Nederland (17 % of 7.960 ton) de grootste importeurs van kikkerbillen van de EU. Gedurende de periode van 1996 tot 2006 was België met 26 % of 23.400 ton zelfs de 2de grootste exporteur van kikkerbillen na Indonesië, waar 84 % van de in de EU ingevoerde kikkerbillen vandaan komen (Altherr et al., 2011). Er kan dus gesteld worden dat België een belangrijk doorvoerland is voor kikkerbillen. Naast de handel in kikkerbillen van en naar de EU is er ook sprake van een interne markt voor kikkerbillen. Een hoofdstroming hierin is de handel tussen Frankrijk en België, maar ook de handel tussen België, Frankrijk, Nederland, Spanje, Italië en Luxemburg. Het gaat om doorvoer van honderden tonnen kikkerbillen (Altherr et al., 2011; Garner et al., 2006; Gratwicke et al., 2010; Laufer et al., 2008; Wang & Li, 2009).

Historisch gezien waren vooral Indië en Bangladesh de grootste exporteurs van diepgevroren kikkerbillen. Nadat de *Euphlyctis hexadactylus* en *Hoplobatrachus tigerinus,* ten gevolge een ineenstorting van de populaties, op bijlage II van het CITES–verdrag geplaatst werden, verbood Indië in 1987 en Bangladesh in 1989 de export van kikkerbillen. Desondanks bleef de vraag naar kikkerbillen bestaan. Indonesië was een grote speler op de markt geworden en het handelsverbod van Indië en Bangladesh deed de vraag naar Indonesische kikkerbillen nog verder omhoogschieten. Om de toename in de vraag op te vangen werd reeds in 1983 de stierkikker *L. catesbeianus* ingevoerd voor de kweek. Uit een steekproef van Indonesische kikkerbillen blijkt dat de meeste kikkerbillen bestemd voor de EU fout gelabeld waren. In de meeste gevallen blijken de kikkerbillen afkomstig te zijn van meer dan tien verschillende soorten en werden ze uit het wild weggevangen. Een groot deel van de stierkikkerbillen word naar China en Hong Kong uitgevoerd, toch is er geen sluitend bewijs dat er geen stierkikkerbillen uitgevoerd werden naar de EU. Een gebrek aan correctheid in vergelijking met de verhandelde soorten kan tot zware ecologische en economische schade leiden op de lange termijn. Omdat het ervoor zorgt dat het onmogelijk is duurzame internationale handel van de soorten te monitoren en te handhaven (Altherr et al.; Veith et al.).

Naast het verlies van biodiversiteit ten gevolge van overexploitatie en de directe impact van de introductie van invasieve soorten, zoals de stierkikker, kan de internationale handel van kikkers en verwante producten als vector van verschillende pathogenen, zoals Chytride en Ranavirose, fungeren. Kikkers die gehouden worden voor de kweek zijn extra gevoelig voor ziektes omdat ze aan stress blootgesteld zijn. Ook verspreiding van pathogenen naar wilde populaties buiten de kweekinstallaties is niet uitzonderlijk. De stierkikker is een bekende vector van *Bd* en Ranavirus (Gratwicke et al., 2010). Een studie uit de VS toont aan dat 62 % van de 5 miljoen kikkers die jaarlijks in de VS ingevoerd werden, drager was van *Bd.* 8,5 % was tevens drager van een *Ranavirus*. Het gaat hier vooral over levende, ongevilde kikkers en verwante producten die niet voldoende diepgevroren waren. De huid en voeten verwijderen en kikkerbillen incuberen op -15 °C is voldoende om *Bd*–sporen te vernietigen. Naast de massieve, relatief veilige, export van kikkerbillen keert Indonesië jaarlijks vergunningen uit voor de export van 28.000 levende exemplaren.

## 2.2 Vlaanderen en België

De bevoegdheden rond stierkikker en meer algemeen exoten zijn in België over verschillende beleidsniveaus verdeeld. De federale overheid is bevoegd voor invoer, doorvoer, uitvoer. De regionale overheden (Vlaanderen, Wallonië, Brussels Hoofdstedelijk gewest) zijn bevoegd voor bezit, handel, monitoring en bestrijding of beheer.

Op federaal niveau is een Koninklijk Besluit in ontwerp met als doel om een handelsverbod (invoer en uitvoer) in te stellen voor een selectie van invasieve exoten. De soorten welke zullen worden

opgenomen zijn deze met een erg negatieve impact, maar die nog niet of slechts in beperkte mate in België in het wild voorkomen en voor welke het instellen van een handelsverbod een nuttige en proportionele maatregel is. Dit laatste dient te worden afgewogen t.o.v. het economische belang van de soort en van de maatregelen die het handelsverbod begeleiden (bv. bewustmaking, bestrijding). Momenteel wordt voor 22 soorten een evaluatie uitgevoerd waarin bovenstaande criteria worden onderzocht.

Voor Vlaanderen (op de andere gewesten wordt hier niet ingegaan) zet het Soortenbesluit de krijtlijnen uit (Besluit van de Vlaamse Regering van 15 mei 2009 met betrekking tot soortenbescherming en soortenbeheer, een uitvoeringsbesluit van het Natuurdecreet dat op 1 september 2009 in werking trad). De relevante passages in het soortenbesluit zijn:

*Art 1 geeft de definities van o.a. uitheems, inheems en invasief*

*Art 3 §1 alinea 3 geeft aan dat dit besluit van toepassing is op de invasieve uitheemse soorten dus ook op de stierkikker*

*Art 5 Alinea 3 draagt het INBO op de toestand van invasieve en potentieel invasieve soorten op te volgen*

*Artikel 16 § 1 t.e.m. 3 geven beperkingen omtrent het doden van in het wild levende dieren*

*Art 17 bevat een introductieverbod voor soorten die onder toepassingsgebied vallen van dit besluit. Stierkikkers mogen dus niet in het wild geïntroduceerd worden volgens dit artikel (artikel 18 geeft uitzonderingen op deze regel, zoals inheemse soorten gebruikt voor biologische bestrijding, maar stierkikker en andere invasieve exoten vallen hier niet onder)*

*Art 19 geeft het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) de mogelijkheid uitzonderingen op het soortenbesluit uit te schrijven, bijvoorbeeld voor alternatieve manieren van doden*

*Art 21 geeft het ANB de mogelijkheid uitzonderingen op het soortenbesluit uit te schrijven met betrekking tot exoten, indien een impactstudie uitwijst dat de soort geen schade kan of zou kunnen berokkenen aan de inheemse Vlaamse fauna, flora en habitats*

*Art 22 de aanvraagprocedure voor eventuele uitzonderingen op het soortenbesluit*

*Art 28 § 2 alinea 4 geeft een beschrijving van de maatregelen die met betrekking tot invasieve soorten in een beheerregeling kunnen komen. Daaronder vallen:* (1) communicatie en handreiking door codes van goede praktijk, (2) beheers- en bestrijdingsacties, (3) overeenkomsten met derden met het oog op dergelijke acties en (4) ingrepen op handelsactiviteiten voor invasieve exoten.

*Artikel 30 §4 stelt dat beheer mogelijk is om negatieve gevolgen van een invasieve soort(groep) en ook van soorten met potentieel invasief gedrag te mitigeren: hiervoor dienen beheerregelingen te worden vastgesteld.*

Een beheerregeling wordt vastgesteld met het oog op het tegengaan van de negatieve ecologische of economische impact die de soorten(groep) kunnen hebben, of vanwege hun feitelijk of potentieel invasieve karakter. Een beheerregeling kan de volgende maatregelen bevatten *(1) het uitvoeren van sensibiliseringsacties, daarbij inbegrepen het uitbrengen van codes van goede praktijk; (2) het verrichten, het laten verrichten of het opleggen van specifieke beheers- of bestrijdingsacties; (3) het sluiten van overeenkomsten met provinciale of lokale overheden of met rechtsonderhorigen, organisaties of verenigingen, met het oog op het opzetten van regionale of plaatselijke beheer- of bestrijdingsacties; (4) als het gaat over invasieve soorten, het beperken of verbieden van het onder zich hebben, het vervoeren, het verhandelen of het ruilen, te koop of in*

*ruil aanbieden van specimens of eieren van de soorten in kwestie.* Een dergelijke beheerregeling (met regionaal handelsverbod) is in voorbereiding voor enkele van de meest problematische invasieve waterplanten (zie Invexo casus grote waternavel) en zou ook voor stierkikker kunnen opgemaakt worden (mededeling H. van Gossum).

In het Brussels Hoofdstedelijk gewest is de herintroductie en bewuste introductie in de natuur van een selectie invasieve exoten vermeld in bijlage IV verboden (Ordonnantie betreffende het Natuurbehoud, 1 maart 2012, artikel 77). Het is ook verboden om deze invasieve dier- of plantensoorten te verkopen, gratis of tegen vergoeding over te dragen, te ruilen of aan te schaffen. Het betreft onder andere halsbandparkiet en nijlgans, maar ook stierkikker. De ordonnantie maakt ook preventie en bestrijding of uitroeiing mogelijk voor invasieve soorten. Hierover is wel advies vereist van de Raad voor het Leefmilieu en de Brusselse Hoge Raad voor Natuurbehoud (Art. 78).

## 2.2.1 Wetgeving omtrent beheermaatregelen voor de stierkikker

Invasieve soorten zoals de stierkikker kunnen bestreden worden op verschillende wijzen (zie hoofdstuk 5.1 Bespreking mogelijke acties, blz. 105). De stierkikker is eigenlijk 'vogelvrij' en elke wijze van bestrijden is geoorloofd zolang deze zich situeert binnen wat wettelijk toegestaan is. De volgende paragrafen geven hierbij duiding over de relatie tussen de wettelijke bepalingen en de verschillende bestrijdingswijzen.

### *2.2.1.1 Gebruik van vuurwapens*

De stierkikker is geen jachtwild. Wel kan de soort bestreden worden met het vuurwapen. Deze vorm van bestrijden dient te gebeuren conform het Jachtdecreet en zijn uitvoeringsbesluiten. Verder geldt eveneens de federale wapenwetgeving. De Wapenwet van 8/06/2006 stelt dat het uitoefenen van "Jacht en faunabeheeractiviteiten" een wettige reden is die tegemoet komt aan de voorwaarden om een wapenvergunning te krijgen (art. 11, §3, 9°, a). Het KB van 29/12/2006 somt een aantal voorwaarden op om "jacht en faunabeheeractiviteiten" zoals bedoeld in de Wapenwet te kunnen uitoefenen:

- het wapen moet uitsluitend worden gebruikt voor jacht en faunabeheeractiviteiten;

- de persoon in kwestie moet ofwel een geldig jachtverlof kunnen voorleggen ofwel een aanstelling als bijzondere (veld)wachter kunnen voorleggen.

Samenvattend, zij die een wettige reden kunnen inroepen (jagers en bijzondere veldwachters) kunnen met hun wapen uitheemse dieren *(Bijvoorbeeld : stierkikker)* schieten op terreinen waar zij het jachtrecht hebben en binnen het kader van de algemeen geldende bepalingen uit de jachtwetgeving. Praktisch kunnen deze activiteiten gedurende gans het jaar.

De jager dient ook steeds te beschikken over het jachtrecht. Artikel 7 van het Jachtdecreet zegt hierover het volgende:

*Het is verboden te eniger tijd en op enigerlei wijze te jagen op andermans grond zonder uitdrukkelijke toestemming van de eigenaar of zijn rechthebbende. In geval van betwisting inzake het jachtrecht op hetzelfde perceel heeft hij die een schriftelijk akkoord van de eigenaar kan voorleggen, het jachtrecht. Elke houder van het jachtrecht die op welke wijze ook van zijn recht gebruikmaakt, is verplicht een door hem opgemaakt plan van zijn jachtterrein met aanduiding van de percelen waarbinnen hij geen jachtrecht heeft, in te dienen bij de arrondissementscommissaris of de door de Vlaamse Regering aan te wijzen ambtenaar, in wiens ambtsgebied het jachtterrein of het grootste gedeelte ervan, is gelegen'.*

Jacht op eigen gronden mag, elders steeds met toestemming van de eigenaar of rechthebbende.

### 2.2.1.2 *Gebruik van fuiken en vallen*

De bestrijder kan, in privaat gesloten water, gebruik maken van eender welke val, fuik, lokstof enz. op voorwaarde dat de regels rond dierenwelzijn gerespecteerd worden (zie verder). Privaat gesloten water is een water dat niet onder het toepassingsgebied van artikel 1 de wet van 1 juli 1954 op de riviervisserij valt.

Art. 1 van de wet van 1 juli 1954 gaat als volgt: *"Deze wet regelt de visserij in de binnenwateren, met uitzondering van die welke beoefend wordt op de vijvers, visputten, sloten en kanalen, van welke aard ook, wanneer de vissen die er leven, zich niet vrij kunnen bewegen tussen deze plaatsen en de stromen, rivieren en andere openbare waterlopen."*

De wateren waarop de riviervisserijwetgeving van toepassing is, zijn de wateren van het hydrografische net (de waterwegen of bevaarbare waterlopen en de onbevaarbare waterlopen) en alle waterpartijen (bijv. vijvers, poelen, plassen,..) die hiermee in verbinding staan. De verbinding met het hydrografische net gebeurt hetzij in open verbinding, hetzij via een overloop of sluis, hetzij via een periodieke overstroming door de nabijgelegen waterloop.

Het gebruik van fuiken of andere tuigen waarmee vissen kunnen gevangen worden in wateren waarop de riviervisserij van toepassing is, zijn in principe verboden. Een gemotiveerde afwijking kan aangevraagd worden bij het Agentschap voor Natuur en Bos.

### 2.2.1.3 *Droogzetting*

Het volledig leegpompen van een waterlichaam is niet strijdig met de wetgeving. Vooraleer men over kan gaan tot het leegpompen van een waterlichaam dienen echter wel enkele facetten te worden overlopen. In het geval een vijver gevoed wordt door grondwater, dient de opdrachtgever van de pompwerken ten minste de gemeente op de hoogte te stellen. Is het te pompen volume groter dan 500 m³ dan is een milieuvergunning nodig. Tussen de 500 m³ en 30.000 m³ is dit een inrichting van Klasse 2, is het volume van de vijver groter dan 30.000 m³ dan is het een inrichting van Klasse 1. Deze inrichting valt dan onder rubriek 53.8 '*Boren van grondwaterwinningsputten en grondwaterwinning, andere dan deze bedoeld in rubriek 53.1 tot en met 53.7, met een opgepompt debiet*'.

### 2.2.1.4 *Dempen*

In Vlaanderen valt het dempen van poelen (Kn op de biologische waarderingskaart (of BWK)) of het wijzigen van voedselrijke stilstaande wateren onder het verbod op wijziging van vegetaties in het Natuurdecreet (Decreet van 21 oktober 1997 betreffende het Natuurbehoud en het Natuurlijk Milieu). In groen-, park-, buffer- en bosgebieden geldt een verbod op het wijzigen van poelen. In valleigebieden, brongebieden, natuurontwikkelingsgebieden, agrarische gebieden, agrarische gebieden met ecologisch belang, landschappelijke waarde of bijzondere waarde, beschermde duingebieden, IVON en speciale beschermingszones (HR/VR/ramsar gebied) is hiervoor een natuurvergunning vereist (Wils et al., 2004). De natuurvergunning is niet vereist indien de maatregel kadert in een goedgekeurd beheerplan van een reservaat of indien men over een bouwvergunning beschikt. Naast een vergunning om de vijver te dempen is er afhankelijk van de bebossing en het volume van de poel ook nood aan een kap- en milieuvergunning.

Vooraleer men aan grondverzet kan beginnen dient men enkele parameters te onderzoeken. Het gaat hier vooral over de herkomst en bestemming van de gebruikte grond, alsook het niveau van verontreiniging. Het best wordt grond gebruik vanuit dezelfde kadastrale werkzone[1]. De kadastrale

---

[1] Kadastrale percelen of zones binnen een kadastraal perceel waar dezelfde graad van vervuiling werd vastgesteld door een erkend bodemsaneringsdeskundige.

werkzone wordt afgebakend door een erkend bodemsaneringsdeskundige, behalve als het grondverzet minder dan 250m³ bedraagt. In dit laatste geval kan de grond zonder technisch verslag verzet worden. De afbakening word opgenomen in het technisch verslag van de werken. Eén kadastrale werkzone bestaat uit aaneengesloten zones met een gelijkaardig niveau van verontreiniging. De erkende bodemsaneringsdeskundige dient onderzoek te doen naar de verontreiniging van bodem. Als de bodem niet verontreinigd is, m.a.w. er is geen overschrijding van de saneringsnormen (zie bijlage 5 van VLAREBO), of minder dan 80 % van de saneringsnormen is overschreden dan kan de grond vrij gebruikt worden zolang de bodem binnen de kadastrale werkzone blijft. Voor ieder transport buiten de kadastrale werkzone, van verontreinigde grond, moet een technisch verslag opgesteld worden ook als de partij 'vertrekt' van een tussentijdse opslagplaats. Ieder transport moet ook gemeld worden aan een erkend bodembeheerorganisatie.

Naast een technisch verslag moet in het geval van grondverzet van meer dan 250m³ ook een bodembeheerrapport opgesteld worden. Hierin word de oorsprong en uiteindelijk gebruik van de grond besproken. Artikel 184 §3 van het VLAREBO somt de gegevens op die minimaal moeten opgenomen zijn in het bodembeheerrapport.

Samengevat moeten de volgende stappen doorlopen worden:

1. De initiatiefnemer laat een technisch verslag opstellen door een erkend bodemsaneringsdeskundige en maakt deze over aan een erkende bodembeheerorganisatie.
2. Een conform-verklaard technisch verslag wordt terug bezorgt aan de initiatiefnemer.
3. De initiatiefnemer neemt contact op met de uitvoerder van de grondwerken (≈aannemer).
4. De aannemer dient een aanvraag tot grondverzettoelating in bij een erkende bodembeheerorganisatie.
5. De erkende bodembeheerorganisatie bezorgt een goedgekeurde grondverzettoelating aan de aannemer.
6. De aannemer meld aan de erkende bodembeheerorganisatie dat de werken van start gegaan zijn.
7. Indien er grond getransporteerd word stuurt de aannemer een ontvangstverklaring naar de erkende bodembeheerorganisatie. Het transportdocument houd hij zelf bij.
8. Op het einde van de werken, als alle ontvangstverklaringen ontvangen zijn stuurt de erkende bodembeheerorganisatie een bodembeheerrapport naar de aannemer. De aannemer bezorgt een kopie van dit rapport aan de initiatiefnemer en de eindgebruiker.

Afhankelijk van de situatie moet er ook een kapvergunning, een milieuvergunning en een stedenbouwkundige vergunning (vb. in het geval van opnieuw uitgraven na de demping) aangevraagd worden. De gemeente is in alle gevallen een belangrijk aanspreekpunt om bij dergelijke drastische beheeringrepen klaarheid te krijgen over de benodigde vergunningen.

### 2.2.2 Humaan doden

De gevangen kikkers worden kort na de vangst of verder onderzoek (bv. Pathogenen onderzoek aan UGent) afgedood. Het aspect humaan doden is dan ook niet onbelangrijk. In België wordt dit geregeld op federaal niveau via de dierenwelzijnwet (14 augustus 1986). Hierin wordt gesteld dat een gewerveld dier slechts gedood mag worden door een persoon die daarvoor de nodige kennis en bekwaamheid heeft. Dit moet met de meest selectieve, snelste en minst pijnlijke methode gebeuren. Tenzij in geval van overmacht en noodzaak kan een dier enkel ter dood gebracht worden onder verdoving of bedwelming. Het doden zonder verdoving of bedwelming volgens de gebruiken van de jacht of de visvangst, of op grond van andere rechtsvoorschriften, is enkel toegelaten indien dit gebeurt binnen het kader van de wetgeving ter bestrijding van schadelijke organismen (Tabel 7).

Volgens de aanbevelingen van de EU omtrent de euthanasie van experimentiele dieren, naar richtlijn 86/609/EEC, zijn de volgende methoden geschikt voor het humaan doden van amfibieën (o.a. Baumans et al. (1997); Close et al. (1996a, b):

Tabel 7: Top 7 van de meest geschikte methoden om amfibieën te euthanaseren (Baumans et al., 1997; Close et al., 1996a, b).

| **Methode** | **Beoordeling** | | | | | **Opmerkingen** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Snelheid | efficiëntie | Gebruik-gemak | Gebruikers-veiligheid | Esthetische waarde | |
| Plaatsing in MS – 222 oplossing<br><br>(Tricaine methane sulphonate) | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | Oplosbaar in zoet en zout water. Moet geneutraliseerd worden. |
| Plaatsing in Benzocaïne oplossing<br><br>*(Ethyl aminobenzoate)* | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | Opgelost in aceton oplosbaar in water.<br><br>Moet geneutraliseerd worden.<br><br>Na 4u afgebroken in water en onschadelijk voor het milieu. |
| Injectie met Sodium pentobarbitone | + | ++ | - | + | + | Wordt geïnjecteerd. Ervaring benodigd.<br><br>Geschikt voor kleine aantallen. |
| Slag op het achterhoofd | ++ | ++ | + | ++ | - | Ervaring benodigd.<br><br>Geschikt voor kleine aantallen.<br><br>Minder geaccepteerd door het grote publiek. |
| Injectie met T–61 | + | ++ | - | + | + | Wordt traag geïnjecteerd.<br><br>Veel ervaring benodigd.<br><br>Geschikt voor kleine aantallen. |
| Plaatsing in een microgolf | ++ | ++ | - | + | ++ | Gebruikt gespecialiseerde microgolfovens.<br><br>Veel ervaring vereist.<br><br>Zeer snel (<1s) en pijnloos. |
| Electrische verdoving gevolgd door vernietiging van de hersenen | + | + | + | - | - | Moet gevolgd worden door een andere methode om de hersenen te vernietigen. |

| | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | Geschikt voor kleine aantallen.<br>Vereist gespecialiseerd materiaal. |

Uit literatuuronderzoek en praktijkervaring blijkt dat MS-222 en Benzocaïne de meest geschikte actieve stoffen zijn voor de bestrijding van stierkikker. Vooral de mogelijkheid om deze stoffen op te lossen in water is interessant. In dergelijke oplossing kunnen grote hoeveelheden stierkikker(larven) per keer geëuthanaseerd worden. Dit is een praktisch goed bruikbare methode voor vangsten van grote hoeveelheden larven, bijvoorbeeld wanneer dubbele schietfuiken gebruikt worden. De werkingssnelheid van deze chemische stoffen is afhankelijk van verscheidene factoren zoals temperatuur, pH en het formaat van de dieren (Reilly, 2001).

### 2.2.3 Transport

De adulte stierkikkers werden na de vangst levend naar de Universiteit van Gent getransporteerd voor verder onderzoek op de aanwezigheid van pathogenen. De wetgeving rond het transport van (levende) dieren in België was dus ook van toepassing tijdens het bestrijdingsproject binnen Invexo. Het in-, uit- en doorvoeren van uitheemse soorten is niet verboden. Transport van de stierkikker in België is dus mogelijk. Dit blijkt uit het Koninklijk besluit van 9 juli 1999 betreffende de erkenningsvoorwaarden van vervoerders, handelaars, stopplaatsen en verzamelcentra. Dit besluit is van toepassing op volgende diersoorten:

1) de eenhoevige huisdieren;
2) de herkauwende huisdieren van de soort runderen met inbegrip van de soorten *Bubalus bubalus*, *Bison bison* en varkens;
3) de herkauwende huisdieren anderen dan deze bedoeld in punt 2);
4) het pluimvee behorende tot volgende soorten: kippen, parelhoenen, kalkoenen, eenden en ganzen;
5) het pluimvee, (anderen dan deze bedoeld in punt 4), vogels en konijnen;
6) de als huisdier gehouden katten en honden;
7) andere zoogdieren en vogels;
8) andere gewervelde dieren en koudbloedige dieren;

De stierkikker behoort tot deze laatste categorie waarop de volgende regels van toepassing zijn: koudbloedige dieren moeten vervoerd worden in passende verpakkingen en in zodanige omstandigheden, in het bijzonder ten aanzien van ruimte, luchtverversing, temperatuur en veiligheid, en met zodanige watervoorziening en zuurstoftoevoer als voor die soort nodig wordt geacht. Binnen de werkingssfeer van CITES vallende soorten moeten worden vervoerd in overeenstemming met de richtlijnen van CITES betreffende het vervoer en het voor vervoer gereed maken van levende specimens van de wilde flora en fauna. Bij vervoer door de lucht moeten zij ten minste worden vervoerd in overeenstemming met de meest recente voorschriften van de IATA voor het vervoer van levende dieren. Zij moeten zo spoedig mogelijk naar hun bestemming worden vervoerd. Elke vertraging tijdens het vervoer of elk lijden van de dieren als gevolg van stakingen of andere omstandigheden die de toepassing van dit besluit verhinderen moet vermeden of tot een minimum beperkt worden. De vereisten van het transportmiddel (bv: een kooi) qua grootte worden in dit besluit besproken. De oppervlakte waarover de dieren moeten kunnen beschikken op de vervoermiddelen mag niet kleiner zijn dan de minima vastgesteld in hoofdstuk VI van de bijlage van dit besluit voor de daar bedoelde dieren en vervoermiddelen. De gezondheidstoestand van de dieren die getransporteerd moeten worden is ook niet onbelangrijk. De dieren mogen alleen worden vervoerd als zij geschikt zijn voor de geplande reis en als de vereiste voorzieningen zijn getroffen voor de verzorging van de dieren tijdens de reis en bij aankomst op de plaats van bestemming. Zieke of gewonde dieren mogen niet vervoerd worden, tenzij het gaat om: licht gewonde of zieke dieren waarvoor het vervoer geen onnodig lijden zou veroorzaken; dieren die

worden vervoerd voor door de dienst goedgekeurde doeleinden van wetenschappelijk onderzoek; een individueel ziek of gewond dier dat vervoerd wordt met het oog op diergeneeskundige verzorging of noodslachting.

De Minister kan bijkomende voorwaarden opleggen aan het vervoer onder deze omstandigheden. Dieren die tijdens het vervoer ziek worden of die zich verwonden, moeten zo spoedig mogelijk eerste hulp en in voorkomend geval een passende diergeneeskundige behandeling krijgen. Om onnodig lijden te voorkomen kan een noodslachting of een afslachting plaatsvinden volgens de bepalingen voorgeschreven door de Minister. De transportmiddelen moeten zo geconstrueerd zijn dat de uitwerpselen, strooisel en voeders niet kunnen ontsnappen of uitlopen. De transportmiddelen moeten met behulp van ontsmettingsmiddelen toegelaten door de bevoegde autoriteit gereinigd en ontsmet worden en dit onmiddellijk na elk vervoer. De transportmiddelen moeten gereinigd en ontsmet worden vóór elke lading van dieren indien voorafgaand een vervoer werd gedaan van producten die de gezondheid van de dieren kan aantasten. De ontsmetting bestaat erin alle delen van het transportmiddel en alle voorwerpen die in contact geweest zijn met de dieren tijdens het vervoer, overvloedig te besproeien met een passend ontsmettingsmiddel. Na elke ontsmetting van de transportmiddelen moet de plaats waar de ontsmetting heeft plaatsgehad, degelijk gereinigd en ontsmet worden met dezelfde ontsmettende oplossing. Deze plaats moet voorzien zijn van een waterdichte bodem en van voorzieningen voor de afvoer van de vloeistoffen, zonder gevaar voor besmetting.

## 2.3 Nederland

De Fauna- en Florawet verbiedt volgens artikel 14, met uitzondering van een aantal vissoorten, het vrijlaten van dieren en eieren in het wild zonder vergunning. Artikel 14 maakt het ook mogelijk om het bezit, handel en vervoer van exoten te verbieden via een Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB). Dit is momenteel het geval voor grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*) en muntjak (*Muntiacus reevesi*). Recent werd ook een verbod op handel en bezit van grijze eekhoorn (*Sciurus carolinensis*), Pallas' eekhoorn (*Callosciurus erythraeus*) en Amerikaanse voseekhoorn (*Sciurus niger*) ingesteld (1 juli 2012).

Artikel 67.1 van de Fauna- en Florawet biedt gedeputeerde staten (provincies) de mogelijkheid te bepalen dat populaties kunnen worden beperkt, onder meer van een aantal exoten die gelijst staan in bijlage 1 van de Regeling Beheer en Schadebestrijding Dieren (2012). Hierin staan o.a. beverrat, muskusrat, wasbeer, grijze eekhoorn, huiskraai, Pallas eekhoorn, rosse stekelstaart e.a. Voor deze soorten mag gedeputeerde staten van de provincies personen en categorieën van personen aanwijzen (waaronder waterschappen) en met de bestrijding van deze soorten belasten, ook zonder toestemming van grondeigenaren en gebruikers. Dat kan alleen met daarvoor toegestane bestrijdingsmiddelen en -methoden. Stierkikker komt momenteel niet voor op deze lijst.

Specifiek voor stierkikker is de situatie vooralsnog anders. Hier is het wetgevend kader nog niet specifiek genoeg. Dit bleek bij een aanvraag tot verwijdering van een recent ontdekte populatie stierkikker in Baarlo (Nederlands Limburg). Het doden van gevangen dieren blijkt juridisch vaak niet of niet effectief mogelijk. Dit belemmert een efficiënte en effectieve eliminatieaanpak (van der Burg & Lotz).

# 3 Ecologie van de soort in Vlaanderen en Nederland

In het kader van het Invexo project werd er onderzoek verricht naar de ecologie van de soort in Vlaanderen en Nederland. Naast habitatvoorkeur, dispersie en homing gedrag werd ook het voorkomen of ontbreken van verscheidene pathogenen onder de loep genomen.

## 3.1 Habitatkarakteristieken

Sander Devisscher

In Vlaanderen zijn de voortplantende populaties vooral te vinden in de ondiepe, thermofiele waterpartijen op zandgronden en in de valleien van de Kempen (o.a. Grote Nete, Dommel, Mark; (Jooris, 2002a).

Tabel 8: Overzicht van de abiotische kenmerken van onderzochte vijvers.

| Locatie | SK[2] | RP[3] | (n)[4] | Abiotiek (gem) | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | PH | Geleiding (µS/cm) | Zuurstof (%) | Water-temp. (°C) |
| **Driehoek (ID: 12435)** | X | X | 2 | 6,99 | 116 | 38,3 | 21,6 |
| **Bospoel (ID: 12447)** | X | X | 7 | 6,47 | 288 | 58,2 | 18,0 |
| **U-vijver (ID: 12446)** | X | X | 1 | 8,85 | 353 | | 17,2 |
| **Dubbele Vijver 1 (ID: 12443 )** | X | 0 | 3 | 7,08 | 317 | 68,1 | 17,2 |
| **Dubbele Vijver 2 (ID: 12444)** | X | 0 | 1 | 6,28 | 224 | 18,5 | 19,7 |
| **Natuurpuntpoel (ID: 13016)** | X | 0 | 1 | 6,73 | 154 | 60,3 | 21,7 |
| **Rommensven (ID: 12434)** | 0 | 0 | 1 | 4,28 | 112 | | 22,6 |

Ook op abiotisch vlak lijkt er geen correlatie te zijn met het al dan niet voorkomen van voortplanting. Al blijkt dat een te lage zuurtegraad (< 6) toch een demper te zijn op zowel het voorkomen van stierkikkers als het plaats hebben van voortplanting (Tabel 8 en Tabel 9).

---

[2] SK = stierkikkers aanwezig (X=ja, 0=nee)

[3] RP = Voortplanting bewezen (X=ja, ?=ja, maar twijfelachtig, 0=nee)

[4] (n)= Aantal wateronderzoeken

Tabel 9: Overzicht van de biotische kenmerken van de onderzochte vijvers.

| Locatie | SK | RP | (n) | Bedekking (%)[5] | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Waterplanten | | | Oever - Planten |
| | | | | Emerse | Submerse | Oppervlakte | |
| **Driehoek (ID: 12435)** | X | X | 1 | 5 | 0 | 0 | ? |
| **Bospoel (ID: 12447)** | X | X | 2 | 5 | 0 | 10 | 12 |
| **Dubbele Vijver 1 (ID: 12443 )** | X | 0 | 2 | 2 | 0 | 10 | 25 |
| **Dubbele Vijver 2 (ID: 12444 )** | X | 0 | 1 | 2 | 0 | 5 | |
| **Natuurpuntpoel (ID: 13016)** | X | 0 | 1 | 43 | 25 | 5 | |
| **Rommensven (ID: 12434)** | 0 | 0 | 1 | 65 | 30 | 15 | |

[5] Percentage van het wateroppervlakte ingenomen door waterplanten of percentage van de oever bezet met oeverplanten

## 3.2 Dispersie en homing van adulten

Sarah Descamps & Alain De Vocht

### 3.2.1 Inleiding

In de literatuur vindt men gegevens terug over de verplaatsingen die een stierkikker tijdens zijn verschillende levensstadia maakt (zie 1.1.3 Levensgeschiedenis, blz. 33).

Een volwassen stierkikker gaat in winterslaap in het slib van een vijver of hij verplaatst zich naar beboste habitats waar hij onder de strooisellaag zijn winterslaap start. Na deze overwintering trekt hij in het late voorjaar naar grachtsystemen en moerassige gebieden. Pas als het voortplantingsseizoen aanbreekt, en men enige daling van het waterpeil waarneemt begint de gegroepeerde tocht naar de vijvers die als paaiplaatsen gebruikt worden.

De dispersie van de adulten wordt dikwijls synchroon geobserveerd, alle individuen verplaatsen zich in dezelfde richting in een tijdspanne van slechts enkele dagen. Dikwijls worden rivieren, beboste of beschutte plaatsen gebruikt als dispersieroute. Ze vermijden weides en bebouwde delen. De niet geslachtsrijpe individuen houden zich meestal op in de moerassige delen en grachten. Zij worden minder aangetroffen in de vijvers vermits ze een potentiële prooi voor de volwassen stierkikkers vormen.

### 3.2.2 Elektrische afvissing van de Mark

Om na te gaan of de Mark momenteel als dispersieroute gebruikt wordt door de populaties van stierkikker die momenteel in Hoogstraten aanwezig zijn, werd op 2 september 2010 de Mark stroomafwaarts over een afstand van 1750 m elektrisch afgevist (Figuur 15). Dit is een belangrijk route voor de stierkikker voor de kolonisatie van noordelijk gelegen gebieden en het bereiken van de Nederlandse grens.

Hierbij werd er ook extra aandacht besteed aan een parallel lopende rivierarm van 690m waarin zich veel stroomluwe zones met ondiep water bevonden, een optimaler biotoop voor de stierkikkers dan de zwak stromende Mark (Figuur 16).

Er werden bij de elektrische afvissing geen stierkikkers gevonden, de enkele amfibieën waren de groene en de bruine kikker (zie Tabel 10).



Figuur 15: Elektrische afvissing Mark met elektrisch aggregaat en sloep.



Figuur 16: Luchtfoto van deel van de Mark. De rode pijl geeft de luwe rivierarm aan, de rode lijnen het bemonsterde traject. Het gele sterretje geeft de meest actief reproducerende populatie van stierkikker in Hoogstraten aan (Google Earth).

Tabel 10: Vangstresultaten elektrische afvissing Mark 02/09/2010.

| Vissen | Amfibieën |
|---|---|
| Baars | Bruine kikker |
| Bermpje | Groene kikker |
| Blankvoorn | |
| 3-doornige stekelbaars | |
| 10-doornige stekelbaars | |
| Kolblei | |
| Paling | |
| Pos | |
| Rietvoorn | |
| Riviergrondel | |
| Snoek | |
| Winde | |
| Zeelt | |
| Zonnebaars | |

### 3.2.3 Radiotelemetrie

In de literatuur vindt men gegevens terug over de verplaatsingen die een stierkikker tijdens zijn verschillende levensstadia maakt.

Een volwassen stierkikker gaat in winterslaap in het slib van een vijver of hij verplaatst zich naar beboste habitats waar hij onder de strooisellaag zijn winterslaap start. Na deze overwintering trekt hij in het late voorjaar naar grachtsystemen en moerassige gebieden. Pas als het voortplantingsseizoen aanbreekt, en men enige daling van het waterpeil waarneemt begint de gegroepeerde tocht naar de vijvers die als paaiplaatsen gebruikt worden.

De dispersie van de adulten wordt dikwijls synchroon geobserveerd, alle individuen verplaatsen zich in dezelfde richting in een tijdspanne van slechts enkele dagen. Dikwijls worden rivieren, beboste of beschutte plaatsen gebruikt als dispersieroute. Ze vermijden weides en bebouwde delen. De niet geslachtsrijpe individuen houden zich meestal op in de moerassige delen en grachten. Zij worden minder aangetroffen in de vijvers vermits ze een potentiële prooi voor de volwassen stierkikkers vormen (Berroneau, 2007; Rowley & Alford, 2007).

Om meer inzicht te krijgen in de dispersie van stierkikker in onze streken, werden er in juni 2011, 9 kikkers (5 ♂ en 4 ♀, Tabel 11) uit eenzelfde vijver in Olmen (Griesbroek, Figuur 17; vijver 1) voorzien van een implanteerbare zender type R1170 (ATS 2011) (Figuur 18). De keuze voor het merken van alleen volwassen individuen en in dit aantal werd gekozen op basis van budgettaire redenen. Een implanteerbare zender met een batterijduur van een jaar kost immers rond de 200 euro.

De gezenderde dieren werden gedurende een jaar wekelijks, buiten de wintermaanden, gelokaliseerd. Een dag- en nachtlokalisatie alsook een 24 h-monitoring vonden afwisselend plaats. In de winter vonden de telemetrie-activiteiten om de 2 weken plaats. De opvolging van de lokalisaties werd stopgezet eind augustus 2012 omdat de batterij van verschillende zenders toen al uitgevallen was.




Figuur 17: De rode cirkel toont de plaats waar de volwassen individuen die een zender ingeplant kregen gevangen en terug vrijgelaten werden.



Figuur 18: Inplanting van de R1170 zender in een mannelijke stierkikker op 17/05/2011.

Tabel 11: Gezenderde volwassen individuen in mei/juni 2011.

| Geslacht | Lengte (cm) | Gewicht (g) | Naam | Frequentie zender | Datum inplanting | Nr. op ontvanger |
|---|---|---|---|---|---|---|
| ♂ | 12,9 | 196 | Ethan | 150.000 | 12/05/2011 | 0 |
| ♂ | 11,2 | 180 | Jacob | 150.020 | 16/05/2011 | 1 |
| ♂ | 16,5 | 492 | Michael | 150.040 +150.060 | 17/05/2011 | 2+3[6] |
| ♂ | 14,0 | 252 | Robert | 150.080 | 31/05/2011 | 4 |
| ♂ | 14,7 | 298 | Christopher | 250.182 | 31/05/2011 | 9 |
| ♀ | 13,2 | 348 | Ashley | 150.100 | 12/05/2011 | 5 |
| ♀ | 14,8 | 312 | Hannah | 150.120 | 12/05/2011 | 6 |
| ♀ | 11,7 | 202 | Samantha | 150.140 | 16/05/2011 | 7 |
| ♀ | 14,0 | 268 | Elisabeth | 150.160 | 24/05/2011 | 8 |

Het doel van deze radiotelemetrie was meer inzicht te krijgen in:

- de selectie van de voortplantingsplaatsen
- verplaatsingen tijdens en na de voortplantingsperiode (verplaatsingspiek, dispersie naar andere gebieden)
- de actieradius en home range van stierkikker in onze streken
- verschillen in activiteitsgraad (voorjaar, zomer, najaar)
- terreingebruik van stierkikker (voorjaar, zomer, najaar)
- het optreden van een winterslaap

### 3.2.4 Resultaten

Voor het verwerken van de gegevens van dit onderzoek werd er gebruik gemaakt van ArcGIS en HRT® (Home Range Tools) voor ArcGIS nr 9.2. De puntwaarnemingen werden in dit programma ingevoerd (Figuur 19) waarna er voor elke kikker apart een Minimum Convex Polygon (MCP) en een Fixed Kernel Analyse werd berekend, beiden met een betrouwbaarheidsinterval van 95%. In de hotspots (de plaatsen in de Fixed Kernel Analyses (zie resultaten) waar de kikkers met een kans van 50% voorkwamen), werd nadien het biotoop bestudeerd.

[6] Deze kikker kreeg na hapering van de eerste geïmplanteerde zender een 2de exemplaar ingeplant.




Figuur 19: Puntwaarnemingen per kikker in ArcGIS.

Minimum Convex Polygon (MCP) en Fixed Kernel Analyse (FKA)

Hieronder zijn de resultaten en de interpretatie van de MCP- en de FKA-analyse per gezenderde kikker terug te vinden. De gekleurde regio op de afbeeldingen van de MCP's geven de uiterste grenzen aan van het gehele gebied waarin de desbetreffende kikker bij 95% van alle metingen voorkwam. De oppervlaktes van deze MCP's per kikker zijn weergegeven in Tabel 12.

De afbeeldingen van de FKA- analyse moeten als volgt geïnterpreteerd worden: alles wat zich binnen het groene kader bevindt (ook de anders gekleurde delen die hier binnen liggen) geeft het gebied aan waarin er 95% kans is om de stierkikkers terug te vinden. Binnen de gele cirkels (dus ook het rode gebied wat binnen de gele cirkels ligt) is er 90% kans ze te vinden, en binnen de rode cirkels 50%. In het rode gebied bracht de desbetreffende stierkikker dan het meeste tijd door.

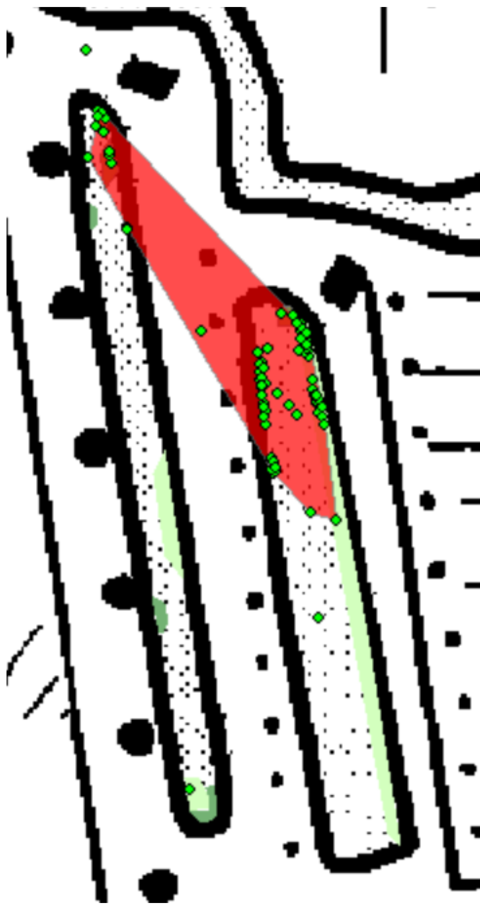
Tabel 12: Oppervlakten van de MCP's voor elke gezenderde kikker.

| Kikker ♂ | Oppervlakte ($m^2$) | Kikker ♀ | Oppervlakte ($m^2$) |
|---|---|---|---|
| **0** | 1280,825041 | 5 | 22966,352776 |
| **1** | 1527,493674 | 6 | 8952,075754 |
| **2+3** | 2819,58478 | 7 | 5021,94234 |
| **4** | 22692,78201 | 8 | 833,133393 |
| **9** | 5017,280814 | | |

KIKKER 0: ♂

Kikker 0 verbleef gedurende de hele periode van monitoring slechts op 2 vijvers, zijnde de privé-vijver (vijver 1, Figuur 20) en de daarnaast liggende vijver (vijver 2, Figuur 21). Na de inplanting van de zender verbleef hij hier bijna een jaar (tot 15 juni 2012), waarna hij zich verplaatste naar de langsliggende vijver.

Dit individu was het meest actief tijdens de maanden mei en juni van 2011, tijdens de paartijd. In die periode werden de meeste grotere verplaatsingen uitgevoerd (10-30 m). De kikker is echter nooit ver weg getrokken. Hij was het minst actief van december 2011 tot maart 2012. Bij de laatste waarnemingen had hij zich terug verplaatst naar zijn oorspronkelijke verblijfplaats aan vijver 1.



Figuur 20: MCP Kikker 0



Figuur 21: FKA Kikker 0

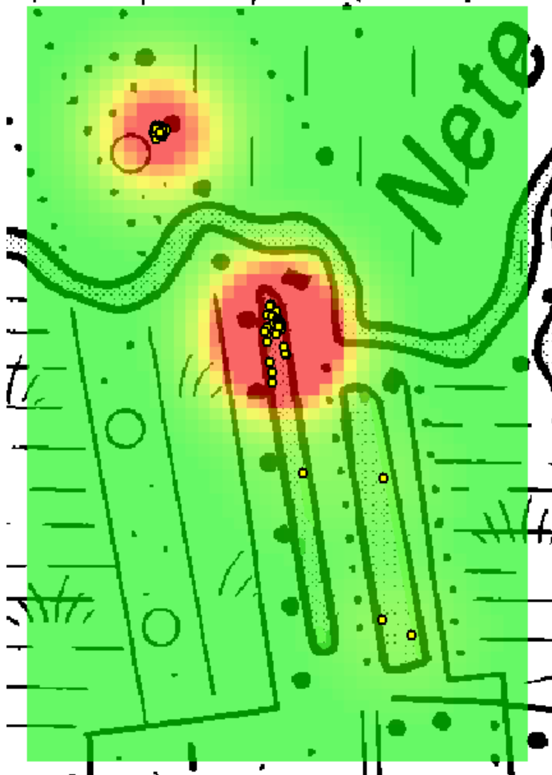
KIKKER 1: ♂

Kikker 1 is een bepaalde tijd van de vijvers afgeweken (Figuur 22 en Figuur 23). Tot midden juni 2011 bevond hij zich op vijver 1. Op 15 juni 2011 is hij verhuisd naar vijver 2, maar keerde op 28 juni 2011 alweer terug naar zijn oorspronkelijke locatie. Van begin september 2011 tot midden oktober 2011 heeft hij ook even vertoefd in een grachtensysteem aan het populierenveld ten noorden van de Grote Nete. Nadien verhuisde hij weer naar de privé-vijver. Mei-juni 2012 verliep zoals in 2011: de verplaatsing naar vijver 2 en nadien de terugkeer naar 1.

De meeste verplaatsingen werden afgelegd tijdens de maanden mei en juni.



Figuur 22: MCP kikker 1




Figuur 23: FKA kikker 1

KIKKER 2+3: ♂

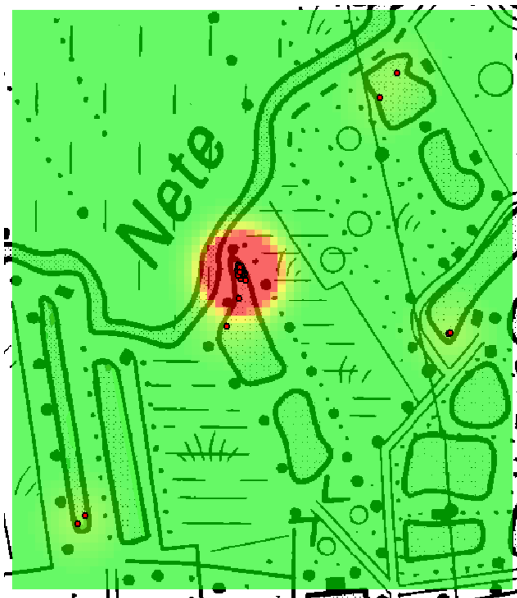
Kikker 2+3 bleek grote afstanden te hebben afgelegd bij de metingen van 9 juni 2011 (353 meter), 15 juni 2011 (169 meter) en 25 juni 2011 (139 meter), waarbij hij andere vijvers opzocht die ver weg gelegen waren van de plaats van zendering (Figuur 24). Na deze periode werd zijn vaste verblijfplaats vijver 3 (Figuur 25 & Figuur 26) die grenst aan de Grote Nete. Hier verbleef hij tot aan de laatste monitoring.




Figuur 24: Traject kikker 2+3 zomer 2011 (X1 -> X4).



Figuur 25: MCP Kikker 2+3




Figuur 26: FKA Kikker 2+3

KIKKER 4: ♂

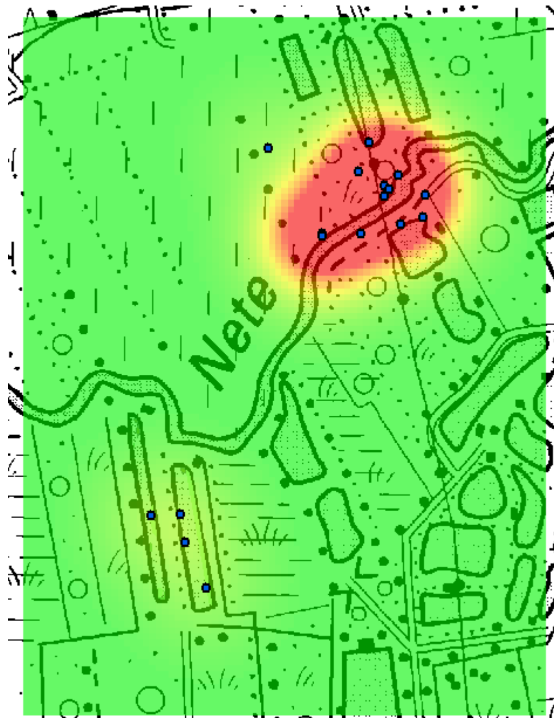
De meetresultaten van kikker 4 zijn niet volledig, aangezien deze kikker een tijd niet teruggevonden kon worden. De ontoegankelijkheid qua eigendomssituaties en moerassituaties, en de uitgestrektheid van het gebied maakte het niet altijd evident om de kikkers te lokaliseren.

Dit individu werd slechts enkele keren waargenomen op vijver 1 en vijver 2. Hij verhuisde vanaf 21 september 2011 van vijver 1 naar het grachtensysteem ten noorden van de Grote Nete in een populierenveld. Vanaf 19 oktober 2011 verbleef hij nog in deze buurt, maar dan in het struweel langs de Grote Nete.

Hij leek vaker te bewegen dan de rest, alsof hij niet echt een duidelijke vaste verblijfplaats heeft. Zijn verplaatsingen waren bijna continu, maar deze over zeer grote afstand werden waargenomen tijdens de metingen van 25 juni 2011 (296 meter), 22 september 2011 (83 meter), 22 maart 2012 (100 meter), 29 maart 2012 (129 meter) en 11 mei 2012 (73 meter). Zelfs tijdens de winter werd bij elke meting waargenomen dat hij zich enkele tot tientallen meters had verplaatst (Figuur 27 en Figuur 28).




Figuur 27: MCP Kikker 4




Figuur 28: FKA Kikker 4

KIKKER 5: ♀

De meetresultaten van kikker 5 zijn nog minder volledig dan die van kikker 4, en dus niet echt betrouwbaar. Dit individu werd slechts enkele keren waargenomen in de buurt van vijver 1. Ze is nadien lange tijd zoek geweest. Op 5 april 2012 werd ze echter teruggevonden op een van de vijvers in de viskwekerij, in vogelvlucht, 750 m verder.

Door het ontbreken van heel wat gegevens geven de habitatanalyses niet representatieve, grote gebieden aan. Deze berekeningen dienen dus verwaarloosd te worden (Figuur 29 en Figuur 31).




Figuur 29: Grootste verplaatsing kikker 5 (Google Earth, 2012).



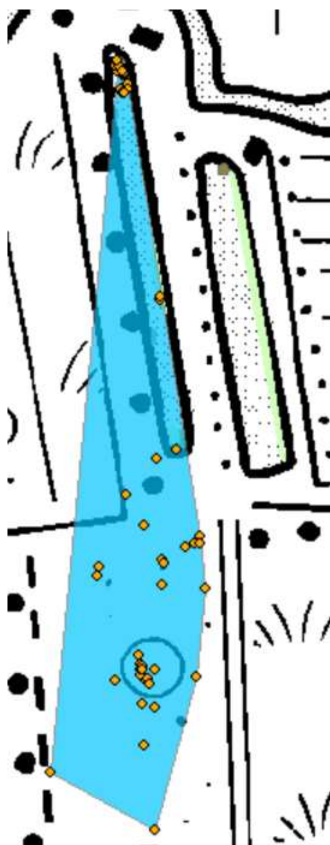

Figuur 30: MCP Kikker 5



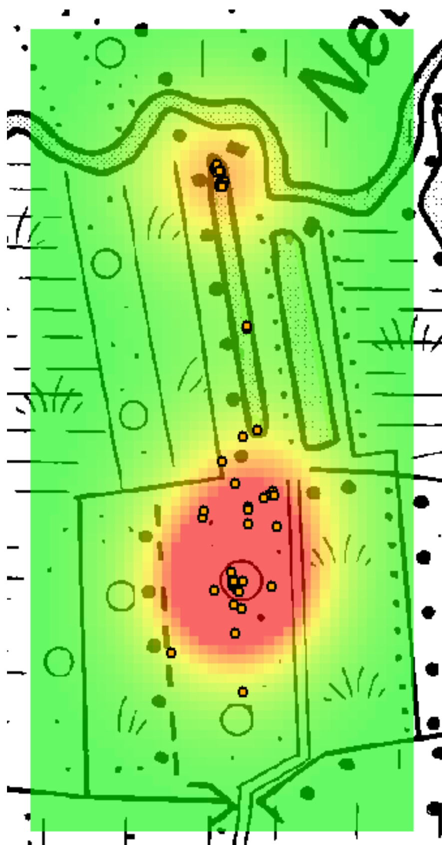

Figuur 31: FKA Kikker 5

KIKKER 6: ♀

Kikker 6 heeft in het begin lange tijd op vijver 1 gezeten, maar is op 3 augustus 2011 verhuisd naar het moerasgebied met broekbos (met grachtensysteem) dat er ten zuiden van ligt. Binnen dit gebied waren er regelmatige verplaatsingen (Figuur 32 en Figuur 33).



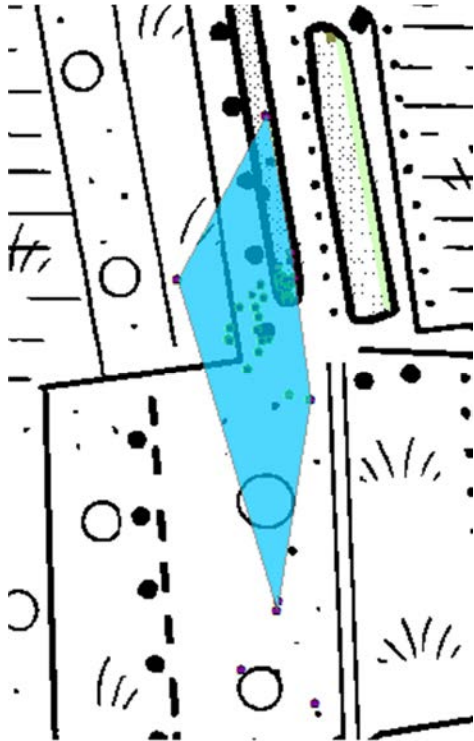
Figuur 32: MCP Kikker 6



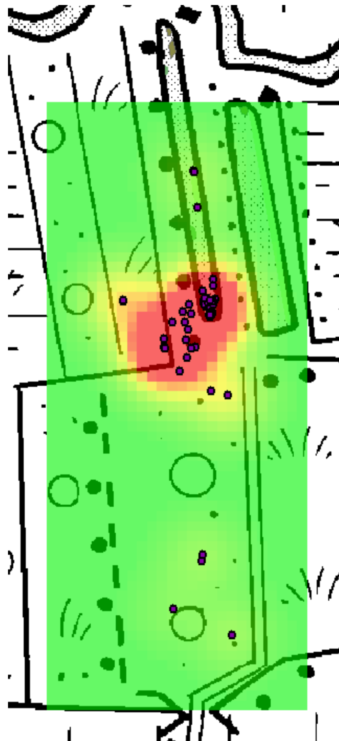
Figuur 33: FKA Kikker 6

KIKKER 7: ♀

Kikker 7 heeft in het begin ook aan vijver 1 vertoefd en is op 17 augustus 2011 verhuisd naar het zuidwesten van deze vijver, net achter de afsluiting die deze vijver omgaf. Dit gebied wordt gekenmerkt door moerassituaties en broekbossen met kleine ondiepe, stilstaande waterpartijen. Volgens de laatste metingen bevindt dit individu zich hier nog steeds. Ze was over het algemeen redelijk actief, er werden vaak verplaatsingen waargenomen, ook naar het moerasgebied waar kikker 6 zich bevond. Eenmalig werd vijver 1 terug opgezocht op 18 augustus 2012 waarna ze terugkeerde naar de broekbossen (Figuur 34 en Figuur 35).



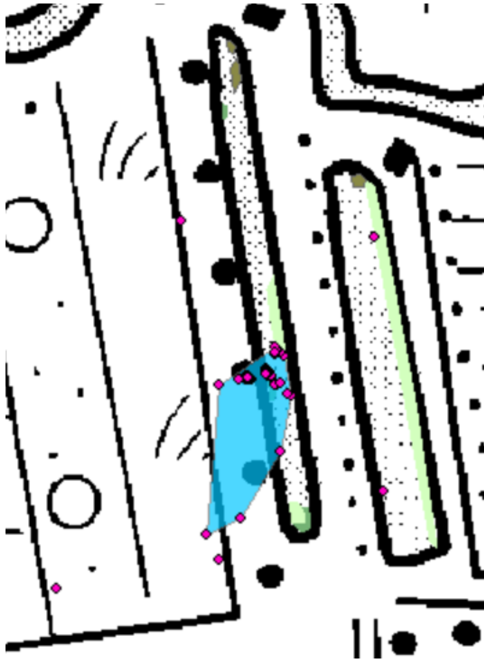
Figuur 34: MCP Kikker 7



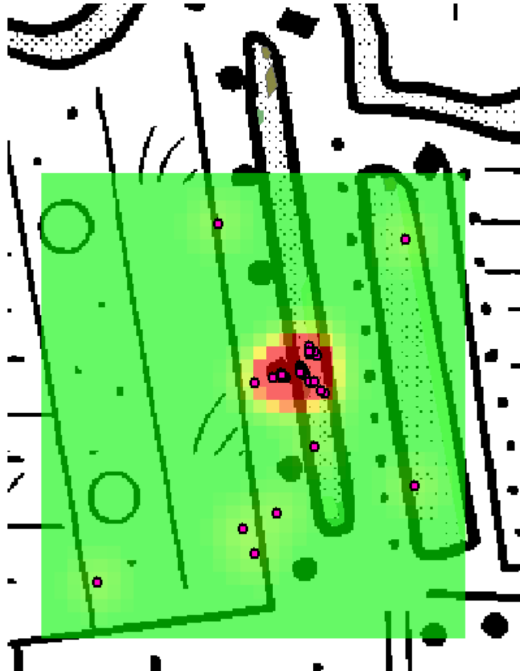
Figuur 35: FKA Kikker 7

KIKKER 8: ♀

Kikker 8 is nooit ver uit de buurt van vijver 1 geweest. Tot ongeveer 23 februari 2012 zat ze aan de westelijke rand van de vijver en het broekbos dat er juist achter gelegen is (met uitzondering van 25 mei en 25 juni 2011, toen bevond ze zich op vijver 2). Recentelijk bevind ze zich meer in de buurt van kikker 6, in het noordelijke deel van hetzelfde moerasgebied met broekbossen. Ze was vooral actief in juni 2011 en weer terug in maart 2012 (Figuur 36 en Figuur 37).



Figuur 36: MCP Kikker 8

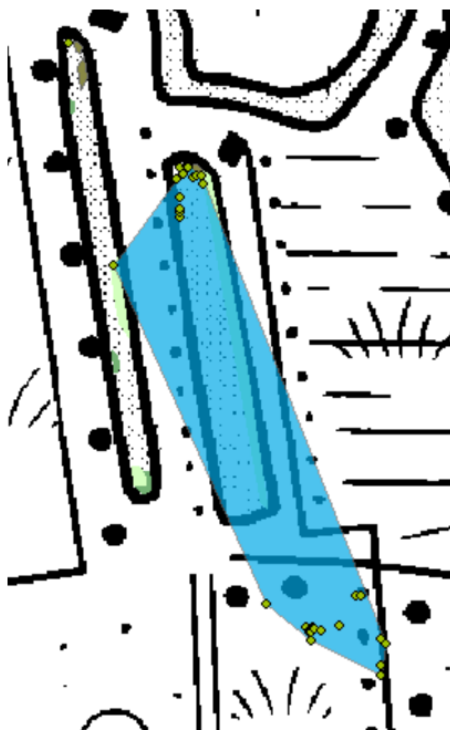


Figuur 37: FKA Kikker 8

KIKKER 9: ♂

Kikker 9, ten slotte, verhuisde midden juli 2011 van vijver 1 naar vijver 2, en verbleef daar tot 17 augustus 2011, waarna hij na het openkappen van struweel bij beheerwerken door Natuurpunt verhuisde naar dit gebied met moerassituaties dat dichtbij ten zuiden van vijver 2 lag. Sinds 22 maart 2012 zat hij echter weer op vijver 2 zelf (Figuur 38 en Figuur 39).

Hij vertoonde de meeste activiteit in juni, augustus en het begin van september van 2011, en werd na de winter weer sterk actief in maart 2012.



Figuur 38: MCP Kikker 9



Figuur 39: FKA Kikker 9

### 3.2.4.1 Keuze van vegetatie in relatie met het homing-gedrag

In hotpots uit de FKA-analyses werden nadien vegetatie-analyses uitgevoerd. Als belangrijkste conclusie kan men stellen dat deze dieren altijd moerassige gebieden gebruiken voor hun verspreiding en dat zij beschutting met toegang tot water prefereren als verblijfplaats. Aan de vijvers vertoeven de volwassen kikkers altijd onder braamstruwelen of overhangende hoge vegetatie en tussen lisdodde en riet. Het is alleszins duidelijk dat deze kikkers ten allen tijde water nodig hebben om te overleven, zij het onder de vorm van vijvers, of onder de vorm van tijdelijke of permanente poelen en kleine grachten.

### 3.2.4.2 Invloed van het geslacht op het homing-gedrag

Dat de kikkers homing-gedrag vertonen blijkt uit de habitatanalyses. Minder duidelijk is de invloed van het geslacht van de kikkers op het homing-gedrag, aangezien de kikkers onderling zoveel verschillen. Als er louter naar de grootte van de MCP's gekeken wordt (kikker 4 en 5 buiten beschouwing gelaten), kan men opmerken dat vrouwtje 6 en 7 een grotere home range hebben dan de mannetjes. De mannetjes hebben volgens de MCP's een kleinere home range.

Wordt er naar de Fixed Kernel Analyse gekeken, dan lijkt kikker 4 geen duidelijke home range te hebben en verhuist deze vaker dan de rest. Als er met kikker 4 geen rekening houden wordt (aangezien er van een bepaalde periode geen waarden voor dit individu beschikbaar zijn), kan er wel gesteld worden dat de home-range van de mannetjes over het algemeen kleiner is dan die van de vrouwtjes. Dit is het duidelijkst te zien op de afbeeldingen van de FKA van de mannetjes. Mannetje 0 en 1 zijn elk een keer verhuisd, maar hielden er op beide plekken waar ze verbleven een relatief kleine home range op na. Ook kikker 9 heeft zich na de winter op een bepaalde plek in vijver 2 gevestigd, en is daar lang op exact dezelfde plaats teruggevonden.

Mannetje 2+3 verbleef zelfs zo goed als altijd op eenzelfde plek. Dit mannetje is eerst over een redelijk grote afstand verplaatst, zoals bij mannetje 4 en 5 het geval was, maar hij verbleef al

gedurende lange tijd op vijver 3. Hij heeft een zeer duidelijke en kleine home range. De verklaring hiervoor is wellicht dat deze kikker de grootste afmetingen had van alle gezenderde kikkers. Dit gebeurde ook in het onderzoek van (Durham & Bennett, 1963). De verklaring die zij hiervoor geven is dat een grote kikker sterker is, en dus waarschijnlijk gemakkelijker zijn territorium kan verdedigen tegen indringers (zijnde andere mannetjes).

De grootte, en dus sterkte, van een individu, kan dus het homing-gedrag beïnvloeden.

De vrouwtjes vertonen ook homing gedrag, maar ze lijken minder lang op exact dezelfde plek te verblijven. De verplaatsingen zijn niet altijd groot tussen 2 metingen, maar er werd toch regelmatig een verplaatsing van enkele meters waargenomen als de metingen van twee opeenvolgende weken vergeleken werden.

Kikker 6, bijvoorbeeld, bevond zich in het veld ten zuiden van de privévijver, maar de punten waar ze werd teruggevonden lagen telkens enkele meters uit elkaar. Het verschil tussen de geslachten is echter klein, mede ook door het beperkt aantal gezenderde dieren per geslacht, waardoor er moeilijk een uitspraak te doen is over dit topic.

Bij het onderzoek van (Durham & Bennett, 1963) werd ook waargenomen dat meer vrouwtjes dan mannetjes herhaaldelijk terugkeerden naar hetzelfde gebied. Dit is dus verschillend met wat er in dit onderzoek waargenomen werd.

Kikker 0 en kikker 1 hebben een bepaalde tijd zeer dicht bij elkaar in de buurt gezeten, op de privévijver. Dit lijkt vreemd omdat dit twee mannetjes zijn, en men zou verwachten dat zij elkaar zouden wegjagen. Dit was echter niet tijdens het paarseizoen, maar gedurende de koudere periode. In deze periode vormden de kikkers waarschijnlijk geen grote concurrentie voor elkaar.

#### *3.2.4.3 Invloed van de paartijd op de activiteit*

Zowel de mannetjes als de vrouwtjes waren over het algemeen het meest actief tijdens de maanden mei en juni. Dit kan erop wijzen dat de kikkers minder homing-gedrag vertonen in de periode waarin ze zich voortplanten, wellicht omdat ze dan op zoek gaan naar een partner en geschikte voortplantingsplaats. Van een gegroepeerde tocht op hetzelfde moment in de paarperiode, zoals vermeld in de literatuur, is hier geen sprake.

#### *3.2.4.4 Invloed van de watertemperatuur op het homing-gedrag*

Het is moeilijk te achterhalen of de kikkers effectief in winterslaap gingen, aangezien ze over het algemeen niet erg actief waren, en er vaak sowieso gedurende lange perioden geen activiteit werd waargenomen. Ook werd er zelfs bij koude af en toe een kleine verplaatsing waargenomen. Het is echter wel duidelijk dat de kikkers een stuk minder actief waren bij koud weer, de verplaatsingen waren schaars. Wanneer er in maart weer zachtere temperaturen aanbraken, werden de kikkers duidelijk actiever. Enkele kikkers verplaatsten zich frequenter, en de verplaatsingen die gebeurden waren duidelijker en opvallender dan in de winter. Deze waarnemingen komen overeen met die van (Stinner et al., 1994) . Ook zij zagen nog hier en daar kleine verplaatsingen gebeuren in de winter. De stierkikkers gaan dus tijdens de koudere perioden niet in een staat van torpor (winterslaap), maar worden wel trager in hun bewegingen, en zullen voornamelijk voor het grootste deel van de tijd onbeweeglijk blijven.

Men kan hier dus eerder spreken van winterlethargie i.p.v. winterslaap.

In tegenstelling tot de literatuur, waarin vermeld wordt dat zij hiberneren in de sliblaag van de vijver, verbleven de kikkers in dit onderzoek in de winter niet in de vijvers, maar wel in de broekbossen. Dit kan impliceren dat de kikkers zich niet ingraven in de sliblaag van de vijver maar zich eerder schuilhouden onder bladeren, boomstronken, modder, in plas-dras situaties.

#### *3.2.4.5 Invloed van het tijdstip van de dag op de activiteit*

De bedoeling van de 24-uurscycli was het achterhalen op welk tijdstip van de dag de kikkers het meest actief waren. Het gaat dan meestal over verplaatsingen van 10 tot 50 meter, maar er waren ook grotere verplaatsingen: Kikker 7 verplaatste zich op 17 augustus 2011 over een aanzienlijke afstand om 18:00h (95 meter) en om 23:00h (81 meter) en op 18 augustus om 06:30h (119 meter) en om 08:45h (167 meter). Kikker 4 verplaatste zich op 22 september 2011 om 08:10h over 83 meter. De andere kikkers zijn niet noemenswaardig verplaatst tijdens deze cycli. De resultaten gaven bij sommige kikkers aan dat ze enkele meters verplaats waren, maar dit is wellicht eerder te wijten aan de standaardfout die optreedt bij radiotelemetrie.

### 3.2.5 Besluit en aanbevelingen

De dieren vertoeven het grootste deel van hun tijd in goed beschutte plaatsen waar dichte vegetatie en water aanwezig zijn. Beheermaatregelen die moerassituaties creëren kunnen bijgevolg leiden tot de verdere verspreiding van stierkikker. Dit was bijvoorbeeld het geval in het Griesbroek waarbij kikker 9 direct de week erna het open gekapte struweel bevolkte. Het verwijderen van hoge oevervegetatie van vijvers zou het ophouden van de volwassen stierkikkers aan deze waterpartijen kunnen beperken, maar kan ook als gevolg hebben dat ze gaan schuilen in moerassituaties. Hier zijn ze nog moeilijk te vangen door de onmogelijkheid om schietfuiken te plaatsen in dit habitat.

De volwassen stierkikkers hebben een duidelijk homing-gedrag waardoor er kan gepleit worden om schietfuiken die volwassen individuen moeten vangen voor een langere periode op een bepaalde plaats kunnen blijven staan zodat de volwassen individuen die hun vaste stek hebben zeker gevangen kunnen worden. Hierbij moet zeker een kanttekening gemaakt worden: de kans is heel groot dat vanaf het moment dat er door afvangst van een volwassen individu een plaats vrijkomt deze ingenomen zal worden door een ander volwassen individu. Dit zal zeker het geval zijn op plaatsen met wijd verspreide, goed reproducerende populaties.

## 3.3 Foerageergedrag van larven

Sarah Descamps & Alain De Vocht

Om na te gaan of larven bij het foerageren en het uitvoeren van hun andere dagelijkse activiteiten een territoriaal gedrag vertonen werd een experiment opgezet. Kikkervissen, gevangen in vier verschillende kwadranten van de vijver, werden gemerkt met vier verschillende kleuren elastomeren ter hoogte van de staartvin (Figuur 40 en 41). Voorafgaandelijk aan deze ingreep werden de larven verdoofd met MS 222 (0,5 g/l).

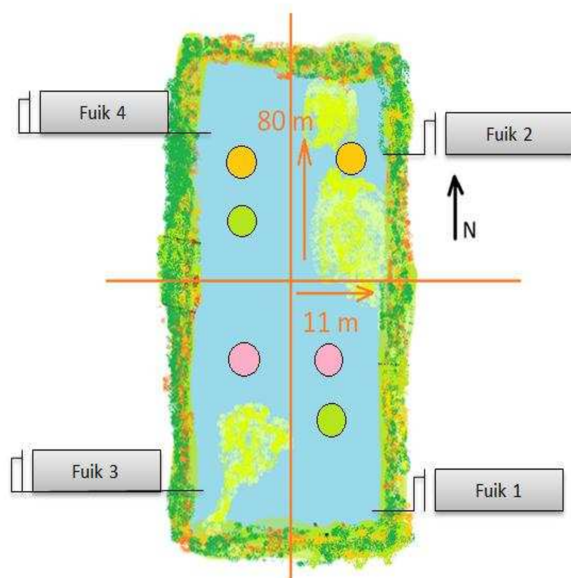


Figuur 40: (links) Elastomeer injectie. (Onder) Locatie van elastomeerinjectie.



De kikkerlarven werden nadien terug op de vangplaats vrijgelaten. Vierentwintig uur later werden nieuwe vallen op dezelfde plaats als voorheen geledigd. Aan de hand van de kleuren in de staartvinnen van de kikkervissen die men hervangt, is op te maken of het dier de hele vijver rondzwemt (Figuur 41).

Uit dit experiment bleek dat de dieren de hele vijver gebruiken in hun dagelijkse activiteiten. Voor de bestrijding van stierkikkerlarven impliceert dit dat de schietfuiken op dezelfde plek mogen blijven staan (mits het dagelijks schoonmaken), en niet steeds op andere plaatsen in de vijver dienen geplaatst te worden.




Figuur 41: Kleursystemen en hervangsten

## 3.4 Schimmel- en virusonderzoek, pathologie

Frank Pasmans & An Martel

### 3.4.1 Chytridiomycose

In totaal werd de aan- of afwezigheid van DNA van de schimmel *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd), het etiologisch agens (= de veroorzaker van de ziekte) van de schimmelziekte chytridiomycose, bepaald in de monddelen van 88 stierkikkerlarven en in huidswabs van 164 subadulte en adulte stierkikkers. Met behulp van kwantitatieve (q)PCR werd de hoeveelheid *Bd* DNA in de stalen bepaald volgens de methode van (Boyle et al., 2004). *B. dendrobatidis* werd aangetoond in 18 van de 88 larven (20.5 %) en in 104 van de 164 kikkers (63.4 %).

Dit bevestigt de rol die stierkikkers spelen in het onderhouden en verspreiden van Bd infecties in gemeenschappen van amfibieën. Het is echter niet gekend of de Bd stammen in de Belgische stierkikkers behoren tot de hypervirulente panzoötische lijn die wereldwijd een ernstige bedreiging vormt voor diverse amfibieënpopulaties.

### 3.4.2 Ranavirus

Bij de stierkikkerpopulatie in Hoogstraten is een besmetting met Ranavirus waargenomen. Van de 400 aangeleverde larven bleek 0,75 % drager (Sharifian-Fard et al., 2011). Er werden geen klinische symptomen vastgesteld. Dit toont aan dat de stierkikker in Vlaanderen, net zoals in de verenigde staten, kan fungeren als reservoir voor ranavirussen (Adams & Pearl, 2007).

### 3.4.3 Chlamydiose

Deze ziekte wordt veroorzaakt door bacteriën van de familie Chlamydiaceae en komt meer en meer in de belangstelling als een algemene oorzaak van ziekte bij amfibieën. Chlamydiose veroorzaakt bij Anura respiratoire problemen, vergroting van lever, milt en nieren, pneumonie of acute sterfte (o.a. (Nuyts, 2011)). Ze is enkel op te sporen met geavanceerde genetische screening. Martel et al. (2012) toonden de aanwezigheid van Chlamydiales aan, met een prevalentie van 71 %, in de 200 onderzochte levers van dikkoppen van stierkikker uit de bestreden Nederlandse populatie. Het

bleek daarbij om een nieuw genus van Chlamydiaceae te handelen. Geen van de 200 onderzochte stierkikkerlarven uit Hoogstraten tekende daarentegen positief. Ondanks het feit dat de dikkoppen geen klinische tekenen van de ziekte vertoonden, besluiten de auteurs toch dat evaluatie van het pathogeen potentieel voor inheemse amfibieën dringend gewenst is (Martel et al., 2012).

### 3.4.4 Zoönoses

Zie hoofdstuk 1.4.3 Impact op volksgezondheid, blz. 61.

# 4 Verspreiding in Vlaanderen en Nederland

Robert Jooris, Jeroen van Delft & Sander Devisscher

## 4.1 Snel detectiesysteem

### 4.1.1 Vlaanderen

Waarnemingen van stierkikkers in Vlaanderen worden in de eerste plaats ingevoerd in de databank van Hyla, de herpetologische werkgroep van Natuurpunt. Hierin worden genoteerd: de naam en het adres van de waarnemer, de juiste locatie van de waarneming, de datum, het aantal waargenomen exemplaren, het geslacht en de ontwikkelingsstadia. Deze waarnemingen kunnen dan onmiddellijk gecontroleerd worden op juistheid en om na te gaan of het om reeds gekende locaties gaat. Veel waarnemingen worden ook ter plaatse op het terrein gecontroleerd, vooral in regio's waar de kans groot is dat uitbreiding van bestaande populaties optreedt, bijvoorbeeld als gevolg van de aanwezigheid van potentiële migratieroutes of de aanwezigheid van geschikt habitat.

Met de opkomst van online invoersystemen (met dito smartphone applicaties) zoals www.waarnemingen.be verloopt dit een stuk vlotter en sneller. Binnen Invexo werd dan ook geprobeerd dit bestaande invoersysteem zoveel mogelijk te promoten als een early warning tool. Op die manier hielden experten, vrijwilligers en het grote publiek de vinger aan de pols voor nieuwe stierkikkerpopulaties. Experten kunnen zich hierdoor ook meer toeleggen op de gemelde locaties en deze grondiger doorzoeken.

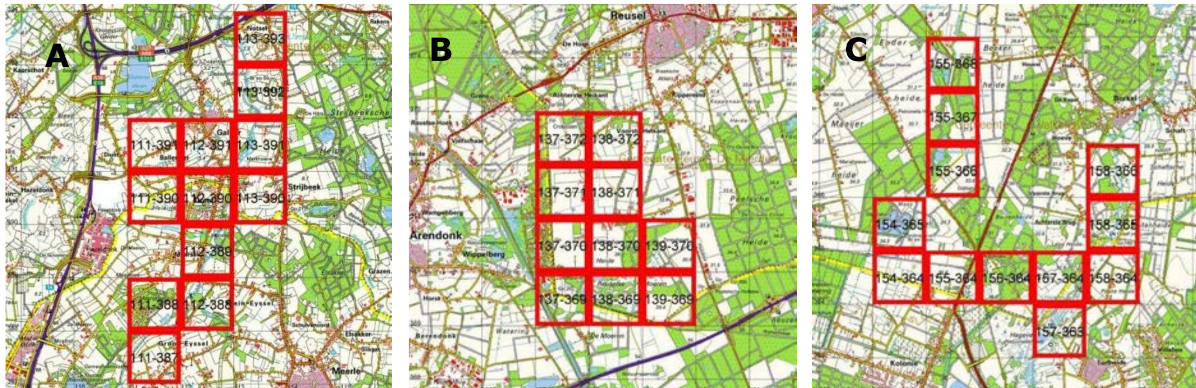
Hoe sneller soorten worden opgemerkt, hoe sneller een beheerder zich kan informeren over te nemen maatregelen. In opdracht van ANB en INBO ontwikkelde Natuurpunt Studie een waarschuwingssysteem om meldingen van probleemsoorten sneller tot bij de terreinbeheerders te laten stromen. Dit gebeurde via een uitbreiding op www.waarnemingen.be. Terreinbeheerders kunnen zich er gratis inschrijven op een automatische melding via e-mail wanneer er in hun gebied een soort van de lijst met invasieve exoten werd ingevoerd. Niet alle invasieve exoten zijn opgenomen. Er werd gekozen voor een beperkte lijst van goed herkenbare soorten, met een duidelijke impact op biodiversiteit, en die bovendien nog niet of nog maar beperkt aanwezig zijn in Vlaanderen, of al gevestigd zijn maar nog steeds sterk uitbreiden. Het is ook een pilootproject waarvan de ervaringen worden gebruikt om het hele proces van observatie en melding tot ingrijpen en opvolgen beter te stroomlijnen. Als hulp bij de herkenning werden in het project herkenningsfiches uitgewerkt met meer informatie over kenmerken, gelijkende soorten en problematiek. Deze zijn te vinden op http://waarnemingen.be/exoten. Inschrijven op het alertsysteem doe je via http://waarnemingen.be/invasive_alert_invoeren.php.

### 4.1.2 Nederland

Stichting RAVON heeft in het kader van de casus stierkikker op drie plaatsen in Nederland, op de grens van Noord-Brabant met Vlaanderen, een vroeg detectiesysteem (Early Warning) opgezet. Op drie plaatsen dicht bij de Nederlandse grens zitten in Vlaanderen stierkikkerpopulaties: de vallei van de Mark (Hoogstraten), een aantal vijvers bij Arendonk en de Dommelvallei (Neerpelt). Voor deze drie grensregio's is een systeem opgezet om zo spoedig mogelijk de eventuele vestiging van de stierkikker in Nederland te signaleren. Het eerste gebied ligt ten zuiden van Breda (Figuur 42a), het tweede ten zuiden van Reusel (Figuur 42b) en het derde ten zuiden van Bergeijk (Figuur 42c).

Er werd geopteerd voor adoptie van kilometerhokken als detectiesysteem. Hiertoe zijn vooreerst op 28 en 29 mei 2010 in Breda twee workshops gehouden. Alle leden van Stichting RAVON in de Provincie Noord-Brabant zijn aangeschreven en uitgenodigd op een van de twee workshopdagen aanwezig te zijn. Daarnaast is er op de website van Stichting RAVON (www.ravon.nl) veel extra aandacht besteed aan de stierkikker in het Invexo project en het op te zetten

waarschuwingssysteem. Op beide workshops waren er op beide dagen iets meer dan 25 personen aanwezig.




Figuur 42: De gebieden Breda (a), Reusel (b) en Bergeijk (c) in de grensstreek met Vlaanderen waar het 'Early Warning Netwerk' werd ingesteld. De rode kaders geven de kilometerhokken weer die door waarnemers zijn geadopteerd.

Tijdens de workshop is aandacht besteed aan de herkomst van stierkikker, zijn ecologie en impact op de inheemse fauna. De kilometerhokken van de drie focusgebieden werden verdeeld onder vrijwilligers, waarnemers van stichting RAVON, maar ook professionele krachten van Staatsbosbeheer en bijvoorbeeld rattenbestrijders uit de verschillende regio's. De workshop werd afgesloten met een excursie naar de vallei van de Mark om kennis te maken met de soort.

### *4.1.2.1 Aantal bezoeken*

Via e-mail is stichting RAVON op de hoogte gehouden van de bezoeken die door de waarnemers aan de door hen geadopteerde kilometerhokken zijn gebracht. Deze informatie werd in een soort 'brulkikker' mailgroep doorgestuurd aan iedere monitoring medewerker. Langs deze weg werden medewerkers op de hoogte gehouden en blijvend gestimuleerd.

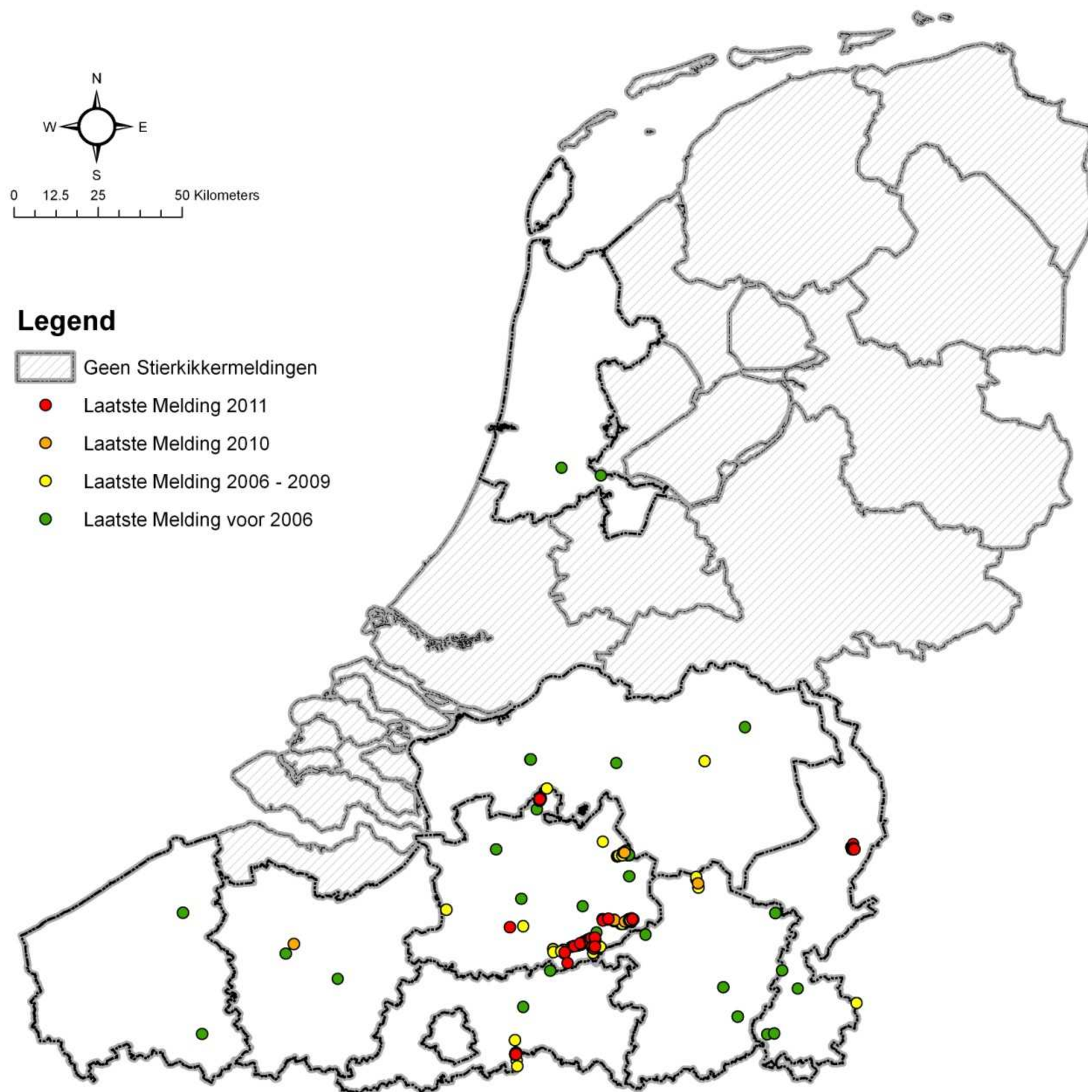
De Bredase kilometerhokken werden tien keer bezocht, de Reuselse zijn 16 keer bezocht en de Bergeijkse hokken drie keer. In totaal is er door de waarnemers 43,5 uur besteed aan het zoeken naar stierkikkers. De tijd die professionele medewerkers van Nederlandse beheerorganisaties en medewerkers van rattenvangerorganisaties investeerden, zijn hierin niet meegerekend. Zij zijn zeer veel in hun eigen gebied waardoor er de afspraak is gemaakt dat zij alleen melden wanneer zij de soort effectief waarnemen.

### *4.1.2.2 Publiciteit*

In juni werd in Hoogstraten een perspresentatie gehouden (zie hoofdstuk 6 Communicatie en preventie, blz. 146). Dit leidde tot een golf van publiciteit, zowel in Vlaanderen als in Nederland. Van 19 locaties kwamen via telefoon, internet of mondeling 21 meldingen van vermeende stierkikkers bij RAVON binnen. Gelukkig vielen deze in de categorie 'loos alarm'.

Begin september kwam er een melding uit Baarlo (Nederlands Limburg). Er werd een foto opgestuurd ter controle en de determinatie bleek correct. De uitgebreide aandacht voor de soort en de informatie op internet hebben dus effect gehad.

# 4.2 Verspreiding



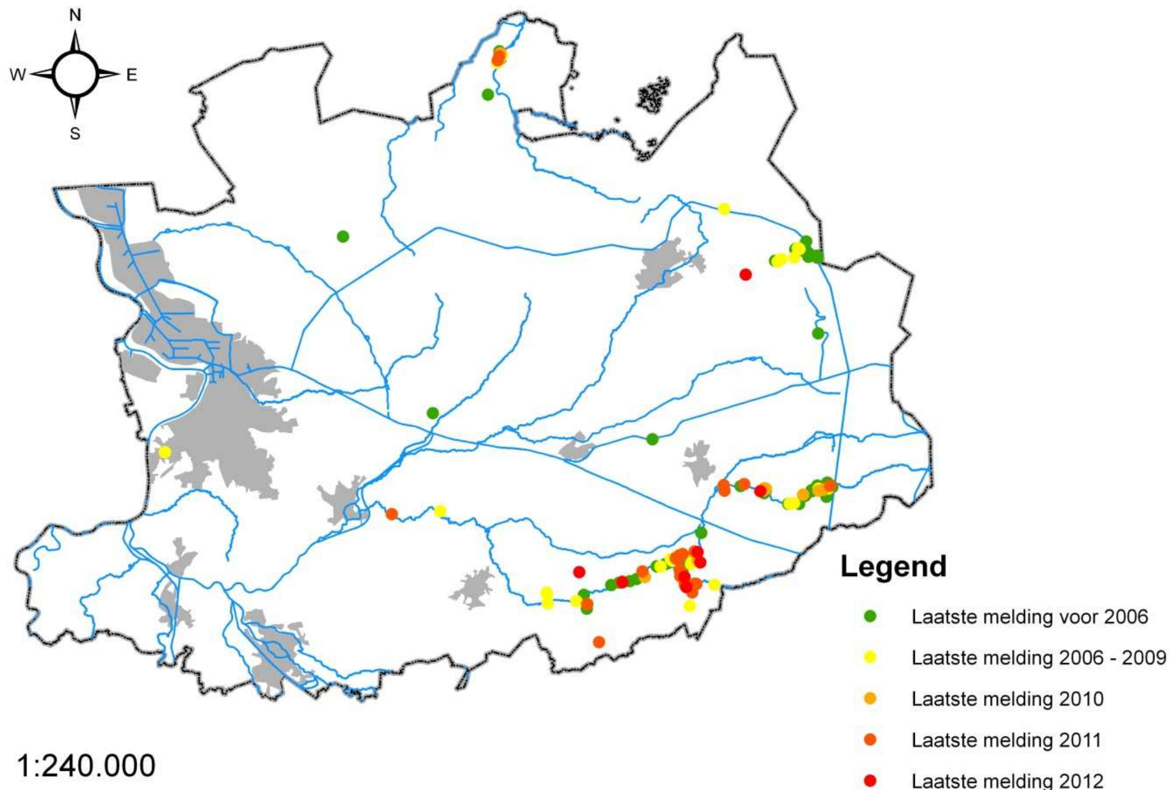

Figuur 43: Overzicht van de waarnemingen van stierkikker in Vlaanderen en Nederland. De kleuren van de bollen, van Figuur 43 en de daarop volgende figuren van dit hoofdstuk, duiden op de laatste melding van de stierkikker op deze locaties. Meldingen van voor 2006 (groene bollen) duiden allicht op een verdwenen populatie, aangezien hier gedurende de laatste 5 jaar geen meldingen van stierkikker meer werden gedaan.

## 4.2.1 Vlaanderen

De stierkikker is Vlaanderen voor het eerst waargenomen in 1996 (Jooris, 2002a). Wellicht was de soort al een tijd aanwezig. (Figuur 43) geeft een overzicht van de waarnemingen tot op heden. Lage dichtheden, de schuwheid van de soort en de onbekendheid van de soort waren vermoedelijk de oorzaak van de late melding. Hieronder worden per provincie alle huidig bekende historische en recente waarnemingen uiteengezet.

### *4.2.1.1 Antwerpen*

Het centrum van het verspreidingsgebied van de stierkikker ligt zonder twijfel in de provincie Antwerpen (Figuur 46). In tegenstelling tot de waarnemingen van solitaire dieren uit Oost - en West-Vlaanderen, worden hier de meeste reproductieve populaties gevonden.




Figuur 44: Waarnemingen van stierkikkers in de provincie Antwerpen volgens gegevens van HYLA en RAVON.

De meeste stierkikkerpopulaties concentreren zich in de vallei van de Grote Nete. Hier leven wellicht tienduizenden individuen, vermoedelijk verdeeld over twee deelpopulaties, tussen Balen (deelgemeente Hulsen) in het Oosten en Hulshout in het Westen. Ze bezetten er vooral sterk antropogeen beïnvloede habitats zoals private visvijvers en enkele grote zandwinningsputten. De Grote Nete is de as waarlangs de verspreiding verloopt. Voorlopig is Hulshout de meest westelijke gemeente langs de Nete waar voortplanting is vastgesteld, hoewel een roepend mannetje ook werd waargenomen in Nijlen. Of de soort zich daar voortplant kon tot op heden niet bevestigd worden. De stierkikker heeft zich in de Netevallei ook 'verticaal' verspreid op de rivier, namelijk in het Laakdal.

De twee andere bekende voortplantingsplaatsen in de provincie Antwerpen zijn de streek rond Arendonk (Lokkerse dammen en Rode Del), waar stierkikkers zich zelfs via de rivier de Wamp hebben verspreid tot in het centrum van de stad en de vallei van de Mark in Hoogstraten. Beide populaties leven dichtbij de Nederlandse grens zodat kolonisatie van de Nederlandse provincie Noord-Brabant niet ondenkbaar is. Verder zijn er nog een paar recente of minder recente losse waarnemingen uit Hoboken, Zandhoven, Brecht, Ravels, Geel en Retie. De kans is groot dat er ook in de omgeving van Retie een reproductieve populatie voorkomt.

Nagenoeg alle waarnemingen uit 2011 betroffen reeds bekende vindplaatsen in de vallei van de Grote Nete. Nieuw was een melding van grote kikkerlarven in de vallei van de Kleine Nete ter hoogte van de Watermolen in Retie. Naar aanleiding daarvan werden een aantal vijvers geïnventariseerd ten westen (Bosdellen) en ten oosten (Schaapsgoorbrug) van de monding van de Wamp in de Kleine Nete en tevens verder stroomafwaarts tot de omgeving van het natuurreservaat de Zegge in Geel. Aangezien de Wamp uitmondt in de Kleine Nete bestond het vermoeden dat stierkikkers vanuit Arendonk zich zouden kunnen verspreiden via deze zijrivier om zo de Kleine Nete te koloniseren. Tijdens de inventarisatie van de Kleine Nete zelf en enkele vijvers in de directe omgeving ervan werden echter geen stierkikkers vastgesteld. De visvijvers in de vallei van de Kleine Nete onderscheiden zich van deze in de vallei van de Grote Nete in hun trofiegraad. Ze zijn minder voedselrijk, sommige zelfs oligotroof wat zeker niet in het voordeel pleit van de stierkikker.

In de vallei van de Grote Nete werd een geïsoleerde vindplaats van stierkikker (3 roepende mannetjes op 03/08/2011) ontdekt, een relatief grote vijver ter hoogte van Nijlen. Dit is de meest westelijke locatie in de vallei van de Grote Nete waardoor het verspreidingsgebied van de soort met ruim 16 km (in vogelvlucht) westwaarts opschuift t.o.v. de eerdere grens in Hulshout, deelgemeente Westmeerbeek. Jammer genoeg was deze private visvijver niet toegankelijk waardoor inventarisatie niet mogelijk was. In een andere vijver in Nijlen kon een waarneming van een roepend mannetje in 2008 niet meer herbevestigd worden. Volgens de eigenaars van deze vijver werd de soort er sinds 2009 niet meer gehoord. In deze vijver werden ook geen larven gevonden.

De stierkikker duikt ook op aan de rand van het natuurreservaat De Langdonken in Herselt. Hier werd in 2011 voor het eerst een roepend mannetje waargenomen in een private visvijver. Mogelijk zijn ook hier nog andere visvijvers gekoloniseerd. De kans dat de soort zich met succes verder verspreidt in het natuurreservaat zelf is klein, gelet op het oligotroof karakter van de vennetjes.

Vanaf de monding van de Laak in de Grote Nete te Geel verspreidt de stierkikker zich ook stroomopwaarts langs de Laak. De rivier zelf is niet geschikt als voortplantingsplaats daar het zoutgehalte te hoog is als gevolg van lozingen door Tessenderlo Chemie. De stierkikker gebruikt de Laak wel als migratieroute naar de tientallen eutrofe visvijvers die zich langs de Laak situeren. Deze concentreren zich vooral op het grondgebied van de gemeente Laakdal, deelgemeente Veerle. De meeste stierkikkers concentreren zich in en rond het gebied De Roost waar al verschillende jaren voortplanting wordt vastgesteld. De verst stroomopwaarts gelegen locatie situeert zich in een vijver ten noorden van Makelbroek waar in 2008 een roepend mannetje werd afgevangen. Momenteel worden daar geen nieuwe dieren meer gemeld.

Tijdens het laatste inventarisatiejaar (2012) in het kader van het Invexo project liepen heel wat waarnemingen binnen, meestal uit de reeds bekende plaatsen zoals Arendonk, het Griesbroek en het Zammelsbroek in de vallei van de Grote Nete en uit Eindhout en Veerle in de vallei van de Laak. De melding van een stierkikker in de Schans in Vorselaar door een visser kon ondanks controle ter plaatse niet bevestigd worden. Wel werden een aantal nieuwe locaties gesignaleerd in de vallei van de Grote Nete, o.a. in een vijver in Westerlo (Heultje) (+/- 1.5 km ten noordwesten van de reeds bekende locaties in de vallei) en in het Bels broek waar naast volwassen dieren ook voortplanting werd vastgesteld. Meer dan waarschijnlijk leeft de soort nog op andere locaties in dat vijvercomplex. Een roepend mannetje werd ook gesignaleerd in een privaat vijver in Oud-Turnhout (Rhoode) wat erop wijst dat de soort zich vanuit de gekende voortplantingsplaatsen in Arendonk meer westwaarts verspreidt via de Wamp. In deze vijver werden echter geen larven of andere dieren waargenomen en het mannetje werd enkele weken nadien door de eigenaar geschoten.

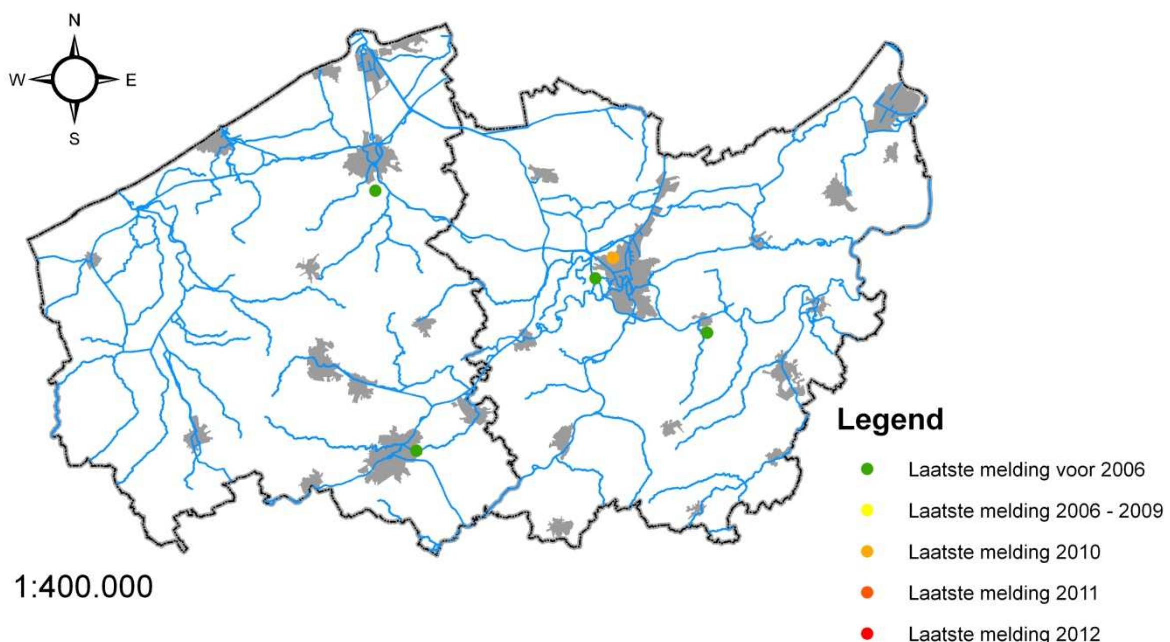
Tenslotte was er ook nog een waarneming uit Essen (Bergenven) die nog volgend jaar dient gecontroleerd te worden. Gelet op de voedselarme situatie van dit ven is echter de kans zeer klein dat het hier stierkikkers betreft.

### *4.2.1.2 Oost –en West-Vlaanderen*

Uit de provincies Oost -en West-Vlaanderen zijn slechts enkele waarnemingen bekend (Figuur 47).

In *West–Vlaanderen* werd een mannetje stierkikker gevangen in een muskusrattenval in het jaar 2001 te Oostkamp (bij Brugge) er werd ook en een roepend mannetje waargenomen in 1999 in de rietvegetatie van het natuurreservaat De Gavers te Harelbeke. Het exemplaar uit Oostkamp werd op alcohol bewaard bij een privaat persoon. Het mannetje in De Gavers werd later niet meer gehoord. De kans is reëel dat hij ten prooi viel aan foeragerende reigers, belangrijke predatoren van kikkers die de rietzone van de grote waterplas als jacht- en schuilgebied gebruiken.

Uit *Oost-Vlaanderen* is een oude waarneming bekend uit Wetteren. Een volwassen exemplaar werd daar eerst opgemerkt in een tuinvijver en korte tijd nadien in een veedrinkpoel, in de directe omgeving. Ook deze kikker werd later niet meer gesignaleerd.




Figuur 45: Waarnemingen van stierkikkers in de provincies Oost– en West-Vlaanderen volgens gegevens uit de HYLA databank.

Een aantal waarnemingen in Oost-Vlaanderen concentreren zich rondom het Gentse. Twee daarvan, met name in Wondelgem, konden bevestigd worden. De twee dieren werden op verschillende tijdstippen gesignaleerd in een aan een voetpad grenzende tuinvijver en werden er vermoedelijk door een andere persoon geïntroduceerd. In elk geval was het niet de eigenaar van de tuinvijver die hier verantwoordelijk kon worden gesteld want de man stond erop om de kikkers zo vlug mogelijk te verwijderen, wat ook gebeurde. In het verleden werden op de Vogelmarkt in Gent stierkikkerlarven te koop aangeboden. De andere waarnemingen, zoals die in de Bourgoyen-Ossemeersen en langs de R4 in Mariakerke zijn dubieus en betreffen meer dan waarschijnlijk Europese meerkikkers waarmee stierkikker verward kan worden (zie 1.1.2 Morfologie en biometrie, blz. 28). Hetzelfde geldt voor de recente waarneming in Semmerzake, waar ondanks herhaalde bezoeken het roepend mannetje nooit kon bevestigd worden. Ook lokale vissers konden de aanwezigheid van de stierkikker in het gebied op basis van een geluidsopname niet beamen.

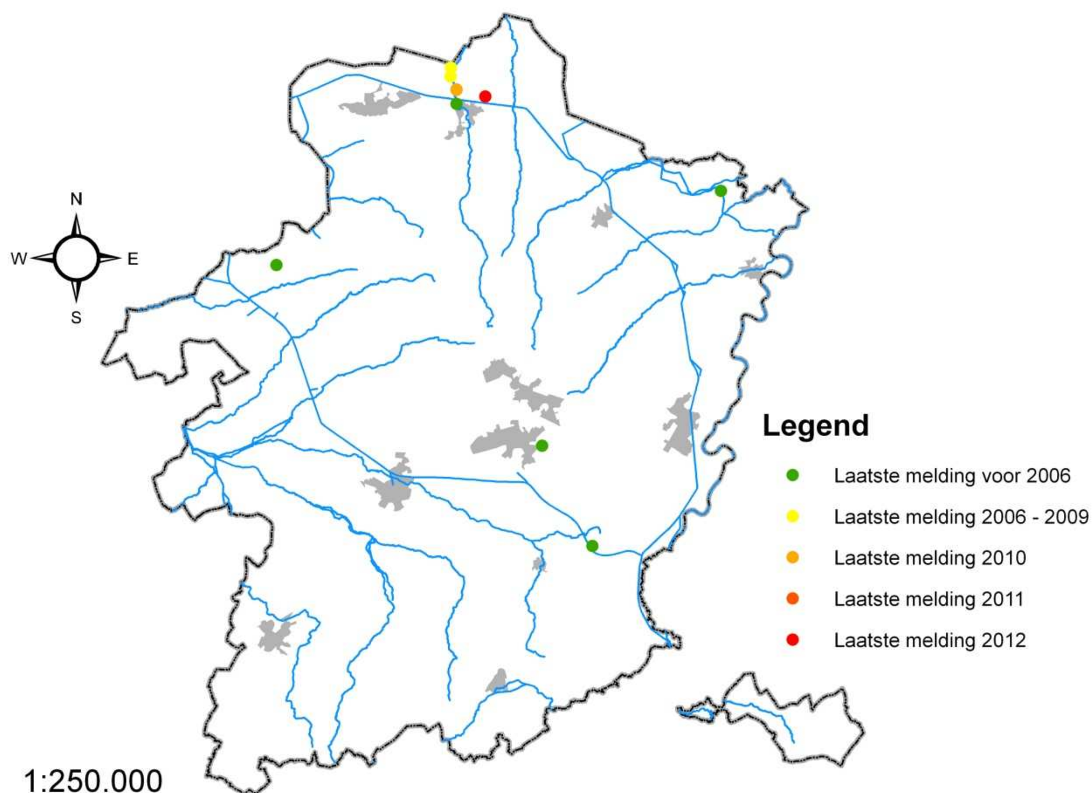
Uit Oost- en West-Vlaanderen bereikten ons in 2011 geen nieuwe gegevens, met uitzondering van een op 28/09/2011 ingevoerde waarneming uit 2008. Het betrof hier een observatie van een juveniele stierkikker in een tuinvijver in het centrum van Loppem. Daar geen specifieke kenmerken

werden vermeld en in deze regio vrij veel meerkikkers leven, werd deze waarneming afgekeurd, ze is ook niet zichtbaar op Figuur 45.

Ook in 2012 ontvingen we uit de beide westelijke provincies een aantal waarnemingen, o.a. uit Gent (Bourgoyen-Ossemeersen), Sint-Martens-Latem, Sint-Gillis-Waas en Ichtegem (deelgemeente Bekegem). Bij controle van de respectievelijke waterpartijen werden enkel roepende mannetjes van Europese meerkikkers en bastaardkikkers gehoord.

### *4.2.1.3 Limburg*

In de provincie Limburg is er tot op heden slechts één bekende voortplantingsplaats, een viskwekerij langs de Dommel, in het uiterste noorden van de provincie (Figuur 48). stierkikkers zijn eveneens gesignaleerd in het nabijgelegen natuurreservaat Het Hageven. Een inventarisatie van enkele waterpartijen langs de Dommel in juli 2010, leverde geen nieuwe vindplaatsen meer op. De oude waarneming in het Dommelhof kon niet herbevestigd worden, evenmin als de waarneming in het Heempark in Genk. Solitaire waarnemingen zijn bekend uit Ham, Kinrooi en Eigenbilzen.



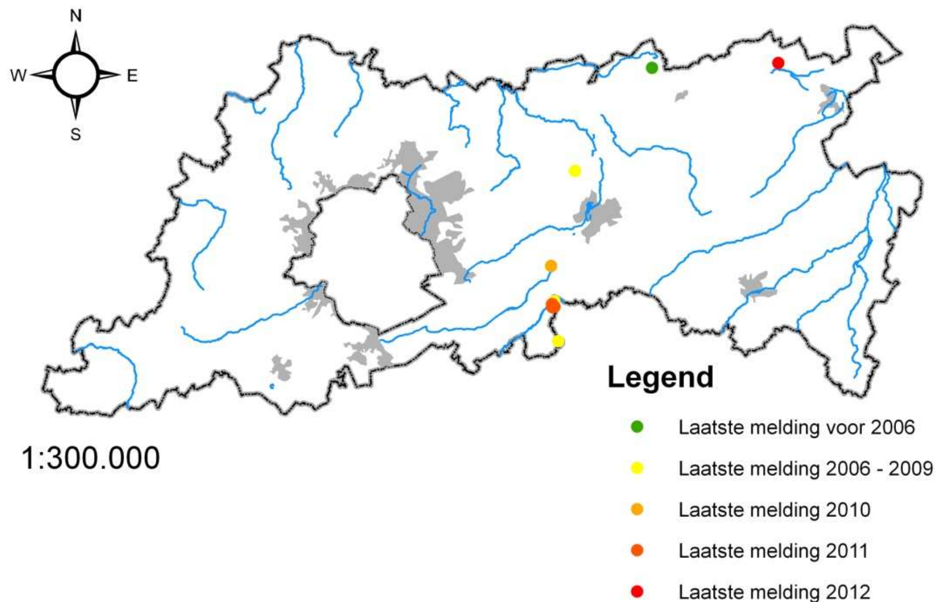

Figuur 46: Waarnemingen van stierkikkers in de provincie Limburg volgens gegevens uit de Hyla databank.

Uit de provincie Limburg zijn geen nieuwe meldingen bekend. De populatie in enkele viskweekvijvers in de Dommelvallei zou door de eigenaar grotendeels vernietigd zijn door middel van het toedienen van kopersulfaat ($CuSO_4$) op eipakketten. Adulten en subadulten worden door de eigenaar in de mate van het mogelijke met een loodjesgeweer geschoten.

Ook in 2012 werden in Limburg geen belangrijke aantallen waarnemingen meer gemeld en bleven de meldingen beperkt tot een waarneming van een roepend mannetje in een tuinvijver in de Hamonterweg in Neerpelt.

### *4.2.1.4 Vlaams-Brabant*

In de provincie Vlaams-Brabant is de stierkikker vooral bekend in De Dijlevallei, tussen de taalgrens en Huldenberg. De belangrijkste voortplantingsplaats is het Groot-Broek te Sint-Agatha-Rode, maar rondzwemmende larven zijn eveneens vastgesteld in de Langerodevijver. Ook de vijvers van het natuurgebied Doode Bemde waar in 2009 een roepend mannetje is waargenomen, dienen gecontroleerd te worden op de aanwezigheid van larven (Figuur 49).




Figuur 47: Waarnemingen van stierkikkers in de provincie Vlaams-Brabant volgens gegevens uit de HYLA databank.

Verder is de soort ook bekend uit Herent, waar in 2004 twee adulte stierkikkers werden gesignaleerd in een greppel waarin rioleringswater sijpelde. Beide exemplaren werden geschoten. Ten slotte is er ook nog een zeer twijfelachtige melding uit de Roosbeekvijvers in Boutersem. Op basis van de foto verschenen op waarnemingen.be van een reiger die een kikker in zijn bek had, is een juiste determinatie niet mogelijk. In deze vijvers leven naast bastaardkikkers ook vrij veel meerkikkers.

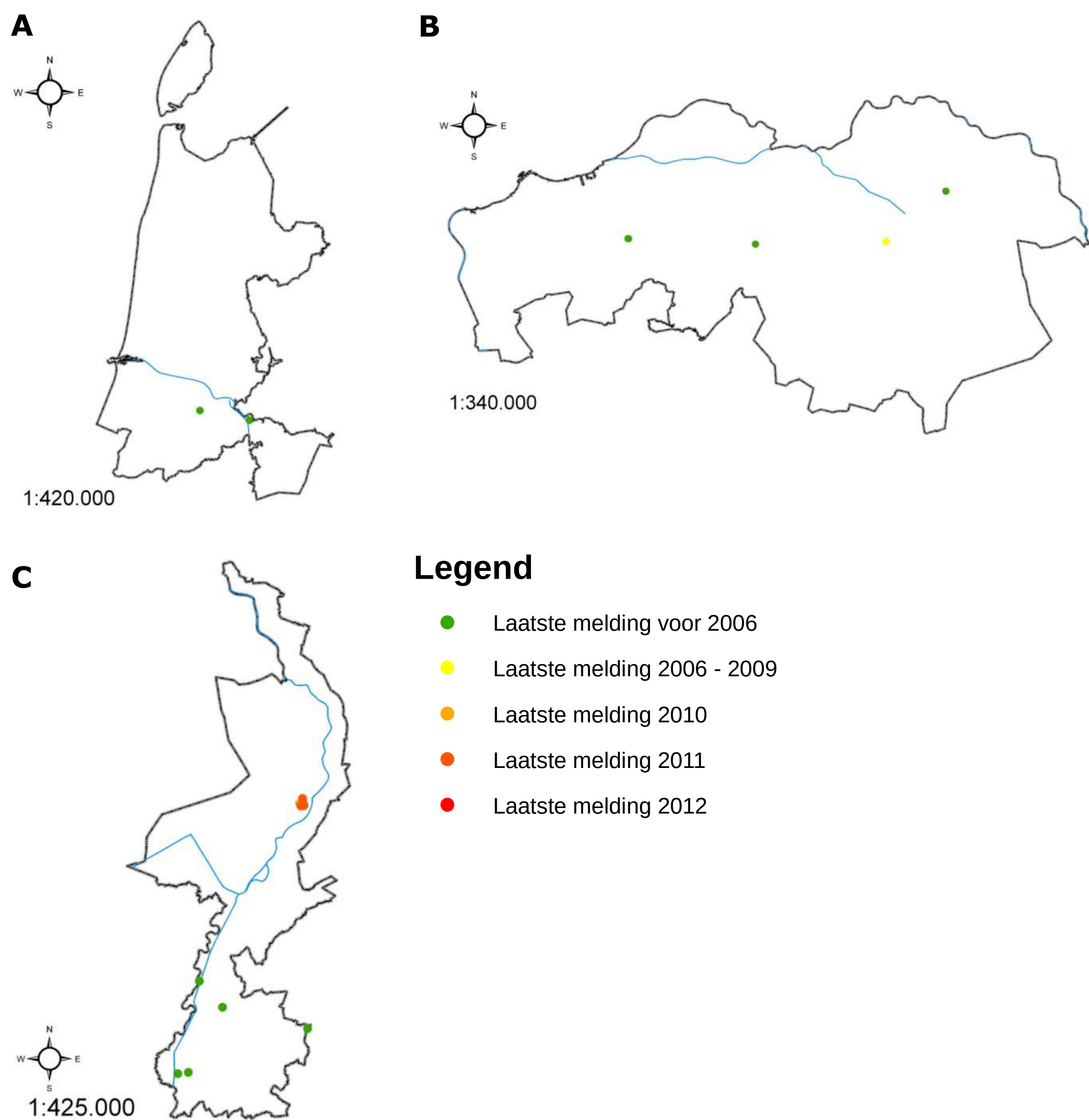
In de provincie Vlaams-Brabant zijn geen nieuwe vindplaatsen bekend en alle waarnemingen uit 2011 beperken zich tot het Groot-Broek in Sint-Agatha-Rode (gemeente Huldenberg).

In 2012 kwamen uit deze provincie opnieuw waarnemingen binnen uit het Groot-Broek in Sint-Agatha-Rode. De controle van een stierkikkermelding in Overijse (Ijsebroeken) in de zomer van dit jaar gaf geen confirmatie maar verdere opvolging blijkt noodzakelijk. Een nieuwe locatie is echter het Vierkensbroek in Scherpenheuvel-Zichem (deelgemeente Averbode) waar in een vijver zowel een larve als een juveniele stierkikker werd gesignaleerd. Bij een controle op 10 juli 2012 werden echter geen larven, noch adulte dieren waargenomen. De weersomstandigheden (regen en wind) waren op dit moment echter niet bijster goed. De vijvers van dit vijvercomplex (meer dan 25 vijvers) zijn echter zeer geschikt als voortplantingsplaats zodat de kans zeer groot is dat zich hier een nieuwe populatie kan ontwikkelen met eventuele kolonisatie van het natuurreservaat De Demerbroeken en eventuele verder spreiding langs de Demer als gevolg. Verdere opvolging is hier sterk aanbevolen. Gedurende de zomer van 2012 (11 juni t.e.m. 13 juli) werd er door ANB in het Grootbroek te Sint-Agatha-Rode een aantal controle-vangsten georganiseerd. In zes fuiken werd gedurende deze periode geen enkele stierkikkerlarve noch (sub)adult gevangen. Dit doet vermoeden dat de stierkikker niet aan voortplanten toekomt of zelfs verdwenen is in het gebied.

### 4.2.2 Nederland

In 1991 werd bevestigd dat de stierkikkerpopulatie in een tuinvijver in Breda al sinds 1989 succesvol voortplant (De Wavrin et al., 2007). De eigenaar van de vijver had in 1986 vijf stierkikkerlarven vanuit België, allicht afkomstig uit de handel en niet uit het wild, geïntroduceerd in zijn vijver. In 1990 werd een bestrijdingscampagne uitgevoerd en rond 1991-1992 was deze populatie uitgeroeid. Anno 2002 komt de stierkikker voor in een gesloten tuinvijver in Nederlands–Limburg. Voortplanting is hier een jaarlijks wederkerend fenomeen. Naast de boven beschreven populaties, zijn er ook enkele solitaire exemplaren, op verschillende locaties, waargenomen en vervolgens weggevangen (Bringsoe et al., 2002).

In September 2010 werd er in Baarlo, ten noorden van Roermond en ten oosten van Eindhoven (zie Figuur 48), een reproducerende populatie waargenomen. Aangezien Baarlo op redelijke afstand gelegen is van de Belgisch-Nederlandse grens was dit gebied niet opgenomen in het binnen Invexo georganiseerde Early Warning netwerk (zie hoger 4.1.2 Nederland, blz. 95). Toch was deze ontdekking een rechtstreeks gevolg van de verhoogde persaandacht naar aanleiding van het opzetten van een vroeg waarschuwingssysteem in de grensstreek in mei 2010.




Figuur 48: stierkikkerwaarnemingen in (A) Noord-Holland, (B) Noord-Brabant en (C) Nederlands Limburg volgens gegevens van RAVON.

# 5 Beheeracties in Vlaanderen en Nederland

## 5.1 Bespreking mogelijke acties

Sander Devisscher

### 5.1.1 Aandachtspunten bij stierkikkerbeheer

Het beheer van wilde populaties vergt, naast een inventaris van mogelijke maatregelen en middelen, in de eerste plaats een doordacht design. Vaak wordt uit pragmatische overwegingen voor een beheerscenario gekozen die slechts gedeeltelijk inspeelt op de levenscyclus van de soort in kwestie. Beheerinspanningen moeten dus vooraf geëvalueerd worden op hun haalbaarheid en hun effect op populatieniveau, dienen gekoppeld aan duidelijke doelen, geïmplementeerd in overleg met alle belanghebbenden, en dienen achteraf geëvalueerd en bijgestuurd te worden (adaptief beheer). In het geval genoeg middelen vrijgemaakt kunnen worden, kan uitroeiing van stierkikker een optie zijn voor kleine geïsoleerde vijvers en poelen. Uitroeiing is zeker wenselijk in een context van aanwezigheid van bedreigde inheemse soorten. Als uitroeiing door welke omstandigheden dan ook mislukt of onhaalbaar is, moet er naar andere mogelijkheden gezocht worden. Het verbeteren van habitats voor inheemse soorten is dan zeker een te overwegen maatregel. Stierkikkers blijven dan wellicht aanwezig maar hun impact zal minder zijn en inheemse soorten zullen kunnen co-existeren met de soort (Adams & Pearl, 2007).

Het beheer van stierkikkers wordt bemoeilijkt door de flexibele levensgeschiedenisstrategie van de soort (Govindarajulu et al., 2004). De dieren hebben een complexe levenscyclus waarbij diverse habitatcomponenten gebruikt worden door verschillende levensstadia. Ze beschikken bovendien over een enorme reproductiecapaciteit, disperseren gemakkelijk en volwassen stierkikkers zijn bovendien taai en langlevend (zie 1.1.3 Levensgeschiedenis, blz. 33). De opbouw van een stierkikkerpopulatie is piramidaal, veel eitjes zorgen voor veel larven. Van die larven blijft een beperkte groep over, uitgedund door kannibalisme, predatie en ziekte, die in staat is te metamorfoseren. Van deze metamorfen zullen enkelen, uitgedund door dezelfde factoren, uitgroeien tot adulten. Beheer van een bepaald stadium heeft verschillende implicaties op de groei en het herstel van populaties achteraf. De klassieke methodes, die zich concentreren op wegvangst van larven en vangst/afschot van (reproducerende) adulten, zijn wellicht niet de beste strategieën (i.e. met de grootste impact op de populatieopbouw). Beter is de wegvangst te concentreren op metamorfe dieren in de herfst (Govindarajulu et al., 2005). Een probleem dat zich hierbij stelt, is dat wegvangen van metamorfe dieren niet gemakkelijk is. Het metamorfe stadium bevindt zich in de schemerzone tussen de verschillende actieve methoden. Metamorfen zijn te klein voor afschot. Ook fuiken en vallen blijken weinig tot niet efficiënt voor deze groep. Beheeracties spitsen zich dus noodgedwongen toe op de vangst van adulten en larven.

Een gedeeltelijke verwijdering van larven kan voor een verhoogde overlevingskans en groeisnelheid bij de overgebleven larven zorgen (zie Figuur 6). Daarnaast kan ook een snellere metamorfose mogelijk worden, met een explosie in het metamorfe stadium tot gevolg. Waarschijnlijk ligt een vermindering van de competitie ten gevolge van de lagere dichtheid aan larven aan de oorsprong van deze fenomenen (Polis & Myers, 1985). Het gedeeltelijke afvangen van adulten heeft dan weer een invloed op de overlevingskansen van de metamorfe en juveniele stierkikkers, doordat ze minder kans lopen gepredeerd te worden door hun grotere soortgenoten. Uit de literatuur is bekend dat het dieet van adulte stierkikkers tot 28 % uit soortgenoten kan bestaan, meer bepaald uit larven, metamorfen en jongere adulten (voor een review zie (Adams & Pearl, 2007; Doubledee et al., 2003; Ficetola et al., 2008a)). Een verhoogde overlevingskans bij het metamorfe en larvaal stadium heeft de grootste impact op de populatiegroei en mogelijk ook de dispersie van de stierkikker. Metamorfe stierkikkers migreren na de metamorfose vaak naar nieuwe, soms suboptimale, waterelementen in de omgeving om aan de predatie door de adulte

stierkikkers te ontsnappen (zie 1.1.3.4 Metamorf en volwassen stadium, blz. 37). Vanuit deze nieuwe waterelementen kunnen ze dan binnen enkele jaren een satellietpopulatie creëren.

Het is dus belangrijk dat alle exemplaren van alle ontwikkelingsstadia (volwassen, metamorf en larve) worden aangepakt, zo niet kan de populatie zich op korte tijd herstellen (Ficetola et al., 2008a). Als er na een beheersmaatregel nog 2-5 vrouwtjes overleven en een enkel mannetje, is de kans groot dat er in de toekomst opnieuw sprake zal zijn van een invasie (Govindarajulu et al., 2005).

Het inperken van de overlevingskansen van de metamorfe stadia heeft het sterkste effect op de populatie, maar dit is verre van eenvoudig. Het vangen van larven is aanzienlijk makkelijker maar om een halvering van de metamorfe populatie te realiseren, moet minstens 50 % van de larven afgevangen worden. Daarbij komt kijken dat het larvale deel van de populatie zeer groot is, er moeten dus zeer grote aantallen gevangen worden, met bijkomende kosten, om een aanzienlijke impact op de populatie te bekomen (Adams & Pearl, 2007).

Actieve beheermaatregelen hebben het meeste effect in kleine, geïsoleerde vijvers of poelen waar een kleine populatie aanwezig is en waar herkolonisatie via het land onwaarschijnlijk is (Ingram & Raney, 1943). Bovendien is het ook zo dat de lokale demografische situatie tussen vijvers kan verschillen. Stierkikker zijn in staat 1,6 km ver en in extreme gevallen zelfs verder te reizen tussen vijvers (Adams & Pearl, 2007; Doubledee et al., 2003). Het meeste succesvol is een beheer dat aantalregulatie (zie 5.1.2 Aantal-regulerende maatregelen, blz. 106) combineert met ingrepen in het leefgebied (zie 5.1.3 Maatregelen op niveau van het leefgebied, 112). Daarnaast worden de gecombineerde beheermaatregelen best over lange termijn (10–40 jaar) regelmatig (minimaal één à twee keer per jaar) herhaald om overgebleven exemplaren alsnog af te vangen en de populatie volledig uit te roeien (Ficetola et al., 2007b).

## 5.1.2 Aantal-regulerende maatregelen

### *5.1.2.1 Aantal-reducerende maatregelen*

#### 5.1.2.1.1 Jacht (frogging)

Het jagen van stierkikkers voor vlees kan een effectieve en goedkope maatregel zijn om de stierkikkerpopulatie onder controle te krijgen (Ficetola et al., 2007b). Ze houdt wel het risico in dat de doelstelling van uitroeiing wordt afgezwakt naar een vorm van duurzame exploitatie (Nuñez et al., 2012). Bovendien bestaat de kans dat de jacht ook de druk op inheemse soorten doet toenemen. Daarnaast is de effectiviteit ervan relatief. In het geval van een optimaal habitat (zie ecologie) is het effect van bejaging op de populatieopbouw te verwaarlozen (Stoutamire, 1932). Toch kan afschot efficiënt zijn als bestrijdingsmethode van adulten en metamorfen (Moissonnier et al., 2007b). Door beperkingen in de wetgeving is deze methode echter niet overal toepasbaar.

Naar analogie met frogging, het actief vangen van de soort, zou men gebruik kunnen maken van de lichtgevoeligheid van de stierkikker (Moissonnier et al., 2007b) (Tabel 13). Het schieten van adulte en (grotere) metamorfe stierkikkers wordt het beste uitgevoerd ’s nachts, een half uur na zonsondergang, mits de stierkikkers dan het actiefst zijn. Er word best gejaagd tussen april en oktober, met de focus op mei en juni. Afschot wordt best uitgevoerd door groep van minimaal twee personen. Daarbij gebruikt één persoon een sterke lamp om stierkikkers te zoeken en te determineren, terwijl de ander het jachtgeweer hanteert. Geschoten stierkikkers worden direct verwijderd (Berroneau et al., 2008; Moissonnier et al., 2007b).

De keuze van het type wapens voor afschot is afhankelijk van de lokale situatie. Verschillende wapens hebben andere voor- en nadelen (Moissonnier et al., 2007b). De volgende wapens werden reeds in experimenten gebruikt:

Tabel 13: Vergelijking verschillende types van vuurwapens (naar Berroneau et al., 2008; Foster & Banks, 2008; Kahrs, 2006; Moissonnier et al., 2007b).

| Wapen | | Luchtdruk - geweer | 22 Long Rifle |
|---|---|---|---|
| Type wapen | | Luchtdruk | Kogel – 22mm |
| Effectiviteit | Vuursnelheid | Hoog | Laag |
| | Raakkans | Hoog | Hoog |
| | Dodelijkheid | Laag | Hoog |
| Kosten | | Laag | Hoog |
| Risico’s | | Laag | Hoog |
| Stadia | | Metamorfen & Adulten | Enkel Adulten |

Afschot werd reeds in Frankrijk, Groot–Brittannië en de VS toegepast, met over het algemeen positieve resultaten (Kahrs, 2006). Toch verliep het afschot niet overal even vlot. Zo kan het gebruik van een te laag kaliber resulteren in niet-bevestigbare ‘kills’. Niet-dodelijk aangeschoten stierkikkers waren nog steeds in staat was weg te springen, om daarna allicht aan de verwondingen te sterven (Moissonnier et al., 2007a). Daarnaast kampt afschot soms met draagvlakproblemen. Een goede communicatie, die de noodzaak en de efficiëntie van de maatregelen in de verf zetten, is nodig om bij de publieke opinie begrip voor deze maatregel te creëren. Aan het gebruik van vuurwapens hangt een hele reeks regels vast, voor meer details zie het hoofdstuk 2.2.1 Wetgeving omtrent beheermaatregelen voor de stierkikker op bladzijde 66.

Andere gereedschappen en methodes voor actieve jacht op stierkikker zijn:

- Het gebruik van een *gig* of speer. De Jager probeert de kikker vast te pinnen aan het vlies tussen de tenen. Deze methode is minder efficiënt, als de bedoeling bestrijding is i.p.v. commerciële vangst, dan jacht met een vuurwapen omdat de kans op ontsnapping groter is evenals de kans op niet – dodelijke verwondingen. De jager dient ook te beschikken over een bepaald niveau van ervaring eer men deze methode effectief kan toepassen (Stoutamire, 1932).
- Het gebruik van een ‘swatter’, een soort van grote vliegenmepper, dient vooral voor het levend vangen van stierkikkers. Een swatter zal de stierkikker enkel tijdelijk verdoven zodat ze gemakkelijk gevangen kunnen worden. Dit is enkel efficiënt wanneer kikkers zich niet in het struikgewas kunnen verschuilen (Stoutamire, 1932).
- Nightlighting of nachtvangst vertoont veel gelijkenissen met de jacht. Zo wordt er ook steeds met twee personen op stap gegaan. Zoals bij de jacht doet één persoon het determineren en in de ogen schijnen. Een tweede persoon vangt de tijdelijk verblinde kikkers met de hand, met behulp van een schepnet of beide. De methode werd in het kader van dit project beperkt uitgetest als methode om (sub)adulten te vangen.
- Electrofishing of elektrisch vissen is een veelgebruikte methode voor het vangen van vissen. Individuen worden tijdelijk verdoofd wanneer ze door het ladingsveld tussen de (+) en (-) pool van het electrofishing apparaat heen zwemmen (Adams & Pearl, 2007). Vissen komen, door hun zwemblaas, boven drijven zodat de jager ze enkel maar moet opscheppen. Stierkikkers bezitten geen zwemblaas en zinken dus naar de bodem wanneer ze verdoofd worden. Mits voldoende training is het wel mogelijk om hiermee degelijke aantallen te vangen. De methode werd reeds met succes op stierkikker toegepast in Groot–Brittannië, Duitsland en Canada (Bringsoe et al.). Binnen Invexo is elektrisch vissen ook toegepast op de Mark.

##### 5.1.2.1.2 Vangst met fuiken en vallen

De vangst met fuiken werd gebruikt in verschillende landen bij bestrijdingscampagnes, o.a. in Frankrijk, VS, Groot-Brittannië en België (Vlaanderen) (Moissonnier et al., 2007b). Fuiken worden

gedurende vaste periodes in de waterkolom geplaatst. Ze bestaan uit netten, in een opeenvolging van trechtervormige compartimenten, die de gevangen dieren beletten om terug te zwemmen. Hierdoor zijn ze geneigd steeds dieper de fuik in te zwemmen, tot in het laatste compartiment. Dat kan dan geopend worden om gevangen exemplaren te verwijderen. Fuiken zijn geschikt voor het vangen van larven. In mindere mate worden er ook (sub)adulte stierkikkers mee gevangen. Fuiken hebben het voordeel dat eventuele bijvangst eenvoudig teruggezet kan worden.

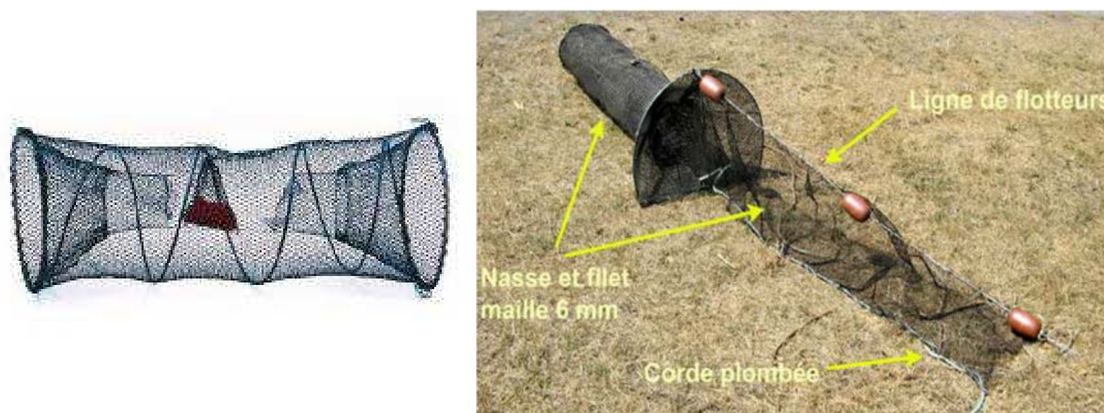
Vallen worden gedurende een vaste periode in de buurt van of op de waterpartij geplaatst. Ze bestaan meestal uit één compartiment met luiken die enkel van buiten naar binnen geopend kunnen worden. Vallen zijn geschikt voor het vangen van (sub)adulten omdat ze zich niet in de waterkolom bevinden en larven zich niet uit het water kunnen verplaatsen.

In Frankrijk zijn, tussen 2003 en 2007, verschillende types fuiken en vallen aan intensieve testen onderworpen. De resultaten (zie Tabel 14) bevestigen de verwachtingen. Fuiken (Katvis–fuik en Fuik 120) blijken zeer geschikt voor het vangen van larven en juvenielen. Met andere valtypes (drijvende schuilplaats en schuilplaats groot formaat) werden vooral (sub)adulten gevangen. De onderlinge verhoudingen tussen de verschillende gemiddelde vangsten (per valtype) bleef hetzelfde voor andere vijvers die voor de testen gebruikt werden. Vooral de katvis–fuik en de schuilplaats groot model waren succesvol. Uit de testen blijkt dat de fuik voor katvissen het meest allround en het meest efficiënt (aantal gevangen exemplaren gewogen per fuik per dag (24u) (= catch per unit of effort); een hogere vangst per unit of effort komt neer op een hogere efficiëntie) is (Moissonnier et al., 2007b).

Tabel 14: Gemiddelde vangst per val-type in één vijver, Repsol Ouest, Gironde, Frankrijk (Moissonnier et al 2007). De gemiddelde vangsten per stadium zijn aangeduid van geschikt (groen) via matig geschikt (Geel en Oranje) tot niet geschikt (Rood).

| Stadium ► / Type val ▼ | **Larven** | **Juvenielen (M1)** | **Subadulten (M2)** | **Adulten ♂** | **Adulten ♀** | **Adulten en subadulten** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Katvis - fuik** | 2373.75 | 39.5 | 2.25 | 0.5 | 0.5 | 3.25 |
| **Fuik 120** | 380.88 | 30.63 | 1.75 | 0.63 | 0.25 | 2.63 |
| **Drijvende schuilplaats** | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 3 |
| **Schuilplaats groot model** | 5 | 28.88 | 3.44 | 1.25 | 1.13 | 5.81 |

Er bestaan twee types katvis-fuik, de enkelvoudige en de dubbele (Figuur 49). De enkelvoudige bestaat uit één fuik met één opening met bijhorend begeleidingsnet, de dubbele bestaat uit één fuik met twee openingen, ieder met een bijhorend begeleidingsnet. Een dubbele katvisfuik blijkt het efficiëntste van de beide types.




Figuur 49: (Links) Katvis – Fuik, dubbel type. (Rechts) Katvis - Fuik, enkelvoudig type.

Een verhoogde vangstefficiëntie werd verkregen wanneer de fuiken in de buurt van de oever of vegetatie geplaatst werden. Het richten van de openingen van de dubbele katvisfuik van of naar de oever had echter geen significante invloed op de vangstefficiëntie. Bij de enkelvoudige katvisfuik werd wél een significante invloed van de fuikpositie waargenomen, ten voordele van fuiken opgesteld met de opening in de richting van de oever. De ideale diepte voor een fuik varieerde in de loop van het seizoen. In het najaar worden fuiken best diep gezet, in de lente en zomer beter in ondiepe zones. 's Winters zoeken stierkikkers het diepere water op om zich te beschermen tegen de kou. Tijdens de zomer migreren de larven dan weer naar ondiepere gedeelten van vijvers omdat het water hier sneller opwarmt, wat de ontwikkeling bevorderd. Ook hebben de larven hier vaak meer schuilplaatsen voor eventuele predatoren en een verhoogd voedselaanbod (zie 1.2.1.1 Water, blz. 39). De hoogste efficiëntie werd behaald op een diepte van de 50-100 cm (Anon., 2007).

Om te berekenen hoelang een fuik in de vijver moet blijven, wordt de huidige vangst vergeleken met de cumulatieve vangst van de vorige vangstdagen. Zolang dit percentage boven de 5 % blijft is het nodig de vangst te verlengen. Als het percentage onder de 5 % daalt is de methode niet efficiënt meer. Het percentage wordt berekend volgens de onderstaande vergelijking:

$$\%Cum = \left( \frac{n_t}{m_t} \right) \times 100$$

waarbij

$n_t$ = aantal stierkikkerlarven gevangen gedurende de huidige vangst

$m_t$ = som van het aantal stierkikkerlarven gevangen gedurende deze vangst en eerdere vangsten (Moissonnier et al., 2007a).

In de VS werd onderzoek uitgevoerd naar de gebruiksmogelijkheden van een omgebouwde *Cane Toad trap*. Deze multiple capture trap werd uitgetest om stierkikkers te vangen. De val werd ontworpen in Australië met als doel invasieve suikerrietpadden (*Bufo marinus* syn. *Rhinella marina*) te vangen. Later werd de val in de VS omgebouwd tot een drijvende variant. De eerste veldresultaten geven aan dat deze methode effectief kan zijn. Verder onderzoek naar betere lokstoffen is echter vereist (Knapp & Matthews, 1998). Ook in Vlaanderen werden in het kader van deze studie beperkt testen uitgevoerd met een zelfgemaakt, op dit model gebaseerde variant van de multiple capture trap.

In het kader van Invexo werd gekozen voor het dubbele fuiktype. Dit type fuiken bestaat uit twee fuiken met ieder één opening en een begeleidingsnet gespannen tussen de beide.



Figuur 50: Type dubbele schietfuik zoals gebruikt in het invexo project (Foto: Domin Dalessi).

### 5.1.2.1.3 Zegennetten (Gillnetting)

Het gebruik van zegennetten word in de VS frequent toegepast om exotische vissen van meer dan 110mm te verwijderen uit vijvers en poelen. Deze methode was in 15-20 % van de gevallen een effectief middel om de vissen van de vijvers en poelen van de Sierra Nevada af te vissen. De methode blijkt uiterst geschikt voor het afvissen van vijvers waar gevoelige inheemse soorten in voorkomen (Snow & Witmer, 2010).

### 5.1.2.1.4 Chemische bestrijding

Tabel 15: Efficiëntie testen in laboratoriumomgeving van dorsaal met actieve stoffen besproeide stierkikkers in vergelijking met controles. Proefdieren werden op hun gehele dorsale oppervlakte besproeid met ±4ml oplossing, door middel van hand-held plastic spuitfles (Snow & Witmer, 2010).

| Actieve Stof (Concentratie) | n | Sterftes | Percentage mortaliteit |
|---|---|---|---|
| Cafeïne (10 %) | 5 | 5 | 100 |
| Chloroxylenol (5 %) | 5 | 5 | 100 |
| Rotenone (1 %) and Permethrin (4.6 %) | 5 | 5 | 100 |
| Permethrin (4.6 %) | 5 | 2 | 40 |
| Rotenone (1 %) | 5 | 2 | 40 |
| Calcium hydroxide (6 %) | 5 | 0 | 0 |
| Citroenzuur (16 %) | 5 | 0 | 0 |
| Kalium bicarbonaat (18 %) | 5 | 0 | 0 |
| Natrium bicarbonaat (15 %) | 5 | 0 | 0 |
| Controle (water) | 5 | 0 | 0 |

Verschillende chemische methodes voor bestrijding van stierkikker worden momenteel in de VS onderzocht op haalbaarheid en efficiëntie. Met behulp van een rugsproeier met lange stang worden bepaalde chemische stoffen over stierkikkers gesproeid. Met experimenten in labo-omstandigheden werden verschillende actieve stoffen onderzocht op mortaliteit voor stierkikker. Potentieel geschikte chemicaliën werden geselecteerd aan de hand van reeds toegepaste bestrijding op Hawaï (voor bestrijding van coquikikkers (*Eleutherodactylus coqui*) en Australië (Chloroxylenol, actieve stof van Hopstop®, een middel dat gebruikt wordt voor de bestrijding van de Suikerriet pad (*R. marina*)) (Snow & Witmer, 2010) (Tabel 13).

De experimenten toonden aan dat er op zijn minst drie mogelijke kandidaten zijn voor chemische bestrijding: (1) een oplossing van 10 % Cafeïne ($C_8H_{10}N_4O_2$), (2) een 5 % Chloroxylenol ($C_8H_9ClO$) oplossing of (3) een oplossing met 1 % Rotenone ($C_{23}H_{22}O_6$) en 4,6 % Permethrin ($C_{21}H_{20}Cl_2O_3$) (Snow & Witmer, 2010). Rotenone word ook gebruikt om, op grotere schaal, ongewenste vispopulaties te bestrijden o.a. in de VS (Chadderton et al., 2001) en in Nieuw-Zeeland (Swingle, 1968; Wurts, 2012). Gebruik van rotenone is echter controversieel. De stof is weinig selectief en tast naast ongewenste soorten ook gewenste soorten aan. in Nieuw-Zeeland is het gebruik van rotenone dan ook beperkt tot zeer duidelijk afgebakende situaties.

Aan de chemische methodes zijn evenwel risico's verbonden. Zo bestaat de kans dat de gebruikte oplossingen niet alleen schadelijk zijn voor stierkikkers maar ook voor andere organismen (non-target effects). Chemicaliën kunnen direct dodelijk zijn voor niet-doelorganismen en kunnen ook door hun persistentie in het milieu aanwezig blijven of opstapelen in de voedselketen. Toepassing in het veld gebeurt best niet vooraleer duidelijk bestaat over de effecten op lange, korte en middellange termijn. Vaak zijn er ook onzekerheden over de toepasbaarheid in het veld (Weier & Starr, 1950). Het wettelijk kader dienst steeds in overweging genomen vooraleer men chemische bestrijding gaat toepassen. Zo wordt de toepassing van chemische bestrijding in waterige omgeving in Vlaanderen aan banden gelegd, o.a. door de Europese Kaderrichtlijn Water.

#### *5.1.2.2 Verminderen van het voortplantingssucces*

##### 5.1.2.2.1 Chemische vernietiging van legsels

$CuSO_4$ of kopersulfaat blijkt een goed middel om eipakketten van stierkikker te vernietigen. Een viskweker uit Lommel kon de voortplanting van stierkikkers in zijn kwekerij al enkele jaren tegenhouden door middel van gerichte toevoeging van $CuSO_4$ op de eiermassa's (mond. med. dhr. Van de Laar). Kopersulfaat wordt frequent gebruikt in de viskweek om algengroei en bijhorende vissterftes in de vijver onder controle te krijgen (Masser et al., 2006).

Kopersulfaat is goed oplosbaar in water en de stof zal dus een sterke invloed uitoefenen op de zuurtegraad. pH-verhoging heeft een nefast effect op algengroei. Mogelijk is dit ook de oorzaak voor het afsterven van de stierkikkereieren.

Een nadeel aan deze methode is dat er na de behandeling een verhoogde concentratie gehydrateerde koperionen ($Cu^{2+}$) in het aquatisch milieu achterblijft. Koper kan de kieuwfunctie beïnvloeden en is giftig voor vissen en zoöplankton (Masser et al., 2006; Wurts, 2012). Daarnaast bestaat de kans dat een overmaatse toevoeging van kopersulfaat een te groot deel van de aanwezige algen doet afsterven. Wanneer die beginnen composteren zakt het niveau opgeloste zuurstof in het water aanzienlijk en kan vissterfte optreden (Wurts, 2012). Vooral zure waterelementen hebben hier een verhoogde kans op (Berroneau et al., 2008). Toevoeging van andere zouten, met minder schadelijke mineralen kan de impact van deze ingreep verminderen. Een ander nadeel van de methode is dat ze moet vergezeld gaan van een zeer intensieve monitoring om op het juiste ogenblik eipakketten te kunnen lokaliseren.

##### 5.1.2.2.2 Verzamelen van eiklompen

Het afvangen van eitjes met een schepnet (met fijne maas) is een eenvoudige maar dure maatregel. De kost van deze maatregel loop snel op omdat veel patrouilles nodig zijn voor relatief weinig vernietigde eitjes. Dit is een rechtstreeks gevolg van een eigenschap van het legsel, die onder de vorm van witte, schuimende massa's op het water drijven en na ongeveer 20 minuten naar de bodem zakken (zie ook 1.1.3.2 Legsel, blz. 34). Bovendien word de film meestal tussen de planten gelegd, waardoor men makkelijk legsels mist. Deze maatregel wordt dus best beperkt tot het verwijderen van tijdens andere werkzaamheden, waargenomen eitjes of in vijversystemen met een vorm van permanente bewaking (Adams & Pearl, 2007).

5.1.2.2.3 Chemische sterilisatie

Bij chemische sterilisatie worden de dieren onvruchtbaar gemaakt met behulp van chemicaliën. Voor meer toelichting over deze methode verwijzen we naar 5.2.4 Chemische sterilisatie van mannelijke stierkikkers, blz. 124.

## 5.1.3 Maatregelen op niveau van het leefgebied

Habitatmanipulatie vermijdt direct contact met de dieren en kan onder bepaalde omstandigheden te verkiezen zijn als beheermaatregel (D'Amore et al., 2009). In de meeste gevallen hebben deze ingrepen pas op langere termijn een impact op het niveau van de stierkikkerpopulatie. Een voorbeeld is habitatverbetering door fysische ingrepen (vb. verwijderen organische laag, manipuleren van bezonning door ingrepen in de oevervegetatie, herprofilering van steile oevers) of actief biologisch beheer (zie 5.2.5 Actief Biologisch Beheer). Ook mitigerende maatregelen die de invloed van stierkikker op andere soorten verminderen behoren tot de leefgebied veranderende maatregelen. Een andere bekende methode is het controleren van de waterstand (hydroperiode) of – als noodmaatregel – het verwijderen of volledig omzetten van het aanwezige habitat.

Een potentieel nadeel aan deze methoden is dat ze niet direct inwerken op de aanwezigheid van stierkikker. Vaak laten de resultaten lang op zich wachten of zijn ze moeilijk te definiëren als een resultaat van een welbepaalde ingreep. Op die manier kunnen ingrepen in het leefgebied aan draagvlak inboeten. Ze oefenen meestal een invloed uit op een groot deel van het ecosysteem en niet op één of enkele soorten. Bovendien zijn ze nog relatief weinig onderzocht, waardoor de financiële middelen nodig voor de uitvoering ervan, soms moeilijk te verkrijgen zijn (Banks et al., 2000). Wanneer ingrepen op het leefgebied overwogen worden als beheermaatregel, dient steeds de nodige aandacht besteed aan de potentiële impact ervan op andere inheemse biota.

### *5.1.3.1 Ingrepen op het niveau van de dispersie*

Met behulp van een afrastering kan men een barrière opwerpen om de dispersie van stierkikker uit een habitat te beletten. Deze methode heeft vooral als doel de metamorfe en adulte dispersie (zie 1.1.3.4 Metamorf en volwassen stadium en 3.2 Dispersie en homing van adulten) en het wegvluchten tijdens beheeracties te voorkomen. Het plaatsen van een omheining gebeurt best rondom de hoofdpoel, in combinatie met andere actieve en passieve bestrijdingsmethoden.

In de literatuur word aangegeven dat een omheining van minimaal één meter hoog (dus hoger dan de klassiek gebruikte paddenschermen voor oversteekacties), bestaande uit een plastic kikkerwerende wand, nodig is om stierkikkers tegen te houden (Damen, 2010; Herder et al., 2012).

Bij de verwijdering van de recent ontdekte populatie in Nederland werd een omheining geplaatst met enkele ingegraven emmers. De stierkikkers bewegen langs de omheining richting de emmers en kunnen op die manier ook gevangen worden. Dispersie werd tegengegaan en de metamorfe populatie gedecimeerd (Creemers, 2011b).

### *5.1.3.2 Fysische ingrepen op het leefgebied*

5.1.3.2.1 Habitatverbetering

Over het verbeteren van habitat voor inheemse soorten en het eventueel verslechteren ervan voor stierkikker is veel gespeculeerd maar ligt weinig onderzoek voor. Zo zouden er minder stierkikkers zitten in poelen met een ondiepe kant en veel onderwater begroeiing dan in vijvers met een steile kant en minder onderwaterbegroeiing (Adams & Pearl, 2007).

In het geval van goed gevestigde stierkikkerpopulaties die niet meer volledig verwijderd kunnen worden, word best alle moeite gedaan om het voor de inheemse soorten zo leefbaar mogelijk te maken. Hierbij moet rekening gehouden worden met de eigenschappen van de inheemse soorten.

Niet alle soorten zijn immers in staat met stierkikker te co-existeren. Habitatverbetering kan ervoor zorgen dat hun weerstand verhoogd wordt, ook in de nabijheid van stierkikkers.

Diversificatie van het habitat (verhoging van de habitatheterogeniteit) kan ervoor zorgen dat jager en prooi minder frequent met elkaar in contact komen. Concreet houdt dit in dat er gezorgd wordt voor een groter aanbod aan microhabitats. Een mogelijke methode is het aanplanten van meer structuurvormende (onder)waterplanten. Deze creëren schuilplaatsen waardoor de overlevingskansen van inheemse soorten verhoogd wordt (Adams & Pearl, 2007). Bij dergelijke ingreep gaat de voorkeur uit naar spontane ontwikkeling, of het gebruik van streekeigen of tenminste inheems plantmateriaal. Het aanleggen van oeverbescherming en voedselplaatsen rondom vijvers en beken zou ervoor kunnen zorgen dat inheemse amfibieën minder snel stierkikkers tegenkomen (Adams & Pearl, 2007).

Het verwijderen van met stierkikker co-existerende exotische soorten zoals zonnebaars en andere Centrarchidae kan een negatief effect hebben op de populatie stierkikkerlarven (zie 1.2.4.4 Co-existentie, blz. 44) en ervoor zorgen dat de populatie krimpt of zelfs helemaal verdwijnt. De aanwezigheid van deze soorten, die belangrijke structurerende predatoren zijn in macroinvertebraten-gemeenschappen, is een katalysator voor de ontwikkeling van stierkikkerpopulaties (Adams & Pearl, 2007). In vijvers en poelen waar geen of weinig van deze katalysatoren aanwezig zijn, is de kans kleiner dat de stierkikker zich vestigt en een grote populatie zich kan uitbouwen. Bovendien hebben veel van deze katalysator soorten vaak een negatieve impact op meerdere inheemse soorten. Ze verwijderen kan er dus voor zorgen dat het ganse ecosysteem mee profiteert en inheemse soorten meer kansen krijgen.

Ook het introduceren en uitbreiden van populaties inheemse invertebraten en vertebraten (biologische bestrijding), met het juiste genetische materiaal, kan ervoor zorgen dat een populatie stierkikkers gereduceerd wordt tot een niveau waarbij andere inheemse soorten permanent kunnen overleven. Vooraleer deze methode kan toegepast worden is onderzoek nodig naar de factoren die de populatie reguleren en welke soorten het meest effectief stierkikker bestrijden (Werner et al., 2007a). In het algemeen hebben macroinvertebraten profijt van het ontbreken van beschaduwing. Het gericht kappen van rond de poel staande bomen kan dus een indirect negatief effect hebben op de stierkikkerpopulatie door het verhogen van de aanwezigheid van inheemse predatoren op hun larven (Ficetola et al., 2007a; Ficetola et al., 2008b; Funk et al., 2010; Maret et al., 2006; Wang & Li, 2009).

##### 5.1.3.2.2 Droogzetting en aanpassen van de waterdragende periode

Het droogzetten of aanpassen van de waterdragende periode (hydroperiode) kan een negatieve invloed hebben op stierkikkerpopulaties. De bedoeling ervan is de permanente waterperiode van vijvers en poelen aan te passen om zo de sterk aan water gebonden stierkikker, en in sommige gevallen ook de exotische vissenpopulatie, in te perken. De stierkikker heeft jaar rond permanent water nodig voor de ontwikkeling van de larven en ook vissen hebben permanent water nodig om te overleven (Banks et al., 2000).

Deze methode kan gehanteerd worden als een eenmalige ingreep waarbij de vijver drooggepompt of afgelaten word, enkele dagen droogstaat en daarna weer volgelaten wordt. Ze kan ook als een meer structurele ingreep toegepast worden waarbij de vijver deels opgevuld wordt om de kans op droogval in de zomer te vergroten. Net zoals bij dempen van vijvers geldt bij aanpassingen van het waterregime dat de volledige mozaïek van geschikt habitat in de omgeving beschouwd dient te worden (D'Amore et al., 2009). Het uitroeien van een populatie op één plaats heeft mogelijks weinig effect op de totale populatie indien in de omgeving nog geschikt voortplantingshabitat aanwezig is.

Naast een achteruitgang van de stierkikkerpopulatie mag ook verwacht worden dat inheemse amfibieënpopulaties onder deze maatregel lijden wanneer het droogvallen op het verkeerde

gebeurt, zoals tijdens het paarseizoen. Het is dus van belang bij de toepassing van deze methode een goede timing te hanteren (Tabel 16). Ten behoeve van de inheemse amfibieën moet er gekeken worden naar hun voortplantings- en overwinteringsperiode, aangezien droogzetting gedurende deze periode een nefaste invloed kan hebben op hun populaties. Daarnaast dient rekening gehouden met de ontwikkelingscyclus van stierkikker. Wordt de ingreep uitgevoerd nadat een groot deel van de larven gemetamorfoseerd is, dan kunnen deze pas gemetamorfoseerde stierkikkers de vijver ontvluchten en opnieuw koloniseren. Een eenvoudige omheining met ingegraven emmers die aangebracht wordt voor de ingreep en blijft staan tot erna kan deze dispersie aanzienlijk inperken (zie 5.1.3.1 Ingrepen op het niveau van de dispersie, blz. 112) (Damen, 2010; Herder et al., 2012).

Tabel 16: Bepaling van de beste periode voor droogzetting aan de hand van de voortplantingsperiode van de meest voorkomende inheemse amfibieën (Bron: (Adams & Pearl, 2007; Werner et al., 2007a).

| | JAN | FEB | MAA | APR | MEI | JUN | JUL | AUG | SEP | OKT | NOV | DEC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Alpenwatersalamander (*M. alpestris*) | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 |
| Bruine Kikker *(R. temporaria)* | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Gewone Pad (*B. bufo*) | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Groene Kikker complex (*P. esc. Synklepton)* | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| Heikikker (*R. arvalis)* | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Kamsalamander (*T. cristatus*) | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 |
| Kleine watersalamander (*L. vulgaris*) | 1 | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 |
| Stierkikker *(L. catesbeianus)* | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Rugstreeppad (*E. calamita*) | 1 | 1 | 1 | 0.5 | 0 | 0 | 0.5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vinpootsalamander (*L. helveticus*) | 0.5 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| **Beoordeling** | 9 | 6.5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 3 | 5 | 7 | 9 | 9 | 9 |

**Legenda**

| | |
|---|---|
| 0.5 | Buffer paringsperiode en landperiode |
| 0/1 | Paringsperiode, adulten aanwezig in het water |
| 0.5/1 | Buffer paringsperiode en larven aanwezig in het water |
| 0/1 | Larven aanwezig in het water |
| 0.5 | Metamorfose of deel van de Larven overwinteren in het water |
| 1 | Landperiode, alle exemplaren zijn in staat te overleven uit het water |

**Beoordeling**

- (zwart) 0 Droogzetting geen optie wegens schade aan alle inheemse soorten
- (rood) 1 Droogzetting geen optie behalve als de soorten die schade ondervinden niet aanwezig zijn
- (oranje) 2 Droogzetting is een optie behalve als enkel soorten die schade ondervinden aanwezig zijn
- (groen) 3 Droogzetting is een geschikte optie

In Vlaanderen en Nederland worden vijvers, waar nog inheemse amfibieën voorkomen, het beste leeggepompt tussen september en januari. De meeste inheemse amfibieën zijn dan gemetamorfoseerd en de nieuwe voortplanting begint pas een maand later. Het is wel zo dat het waterniveau in deze periode gemiddeld hoger is dan gedurende de zomer. Daarnaast bestaat de kans dat de vijver dichtvriest wat het pompen bemoeilijkt. Vrieskou kan echter ook zorgen voor een verhoogde sterfte bij stierkikkers (eigen observatie) en (exotische) vissen. Bruine kikker, heikikker en gewone pad zijn vrij resistent tegen droogval in de late zomer (juli–september) (Tabel 16).

Bij een niet-geïsoleerde poel of vijver kan stierkikker de leeggekomen niches vrij snel opnieuw innemen en inheemse amfibieën, die eventueel andere vrijgekomen niches hadden ingenomen, verder bedreigen (Ingram & Raney, 1943). Bij een geïsoleerde vijver, doorgaans verder dan 1.6 km van een andere vijver gelegen (Maret et al., 2006), zullen de eerste jaren geen of weinig amfibieën (inclusief stierkikker) aanwezig zijn. Toch zijn er bronnen die suggereren dat adulte salamanders makkelijker een poel herbezetten wegens hun grotendeels terrestrische levenswijze (Doubledee et al., 2003). Hoe dan dienen droogzettingsregimes soms lang volgehouden te worden om voldoende efficiënt te zijn (Tabel 17). Zelfs wanneer het niet lukt om de stierkikker 100 % te

verwijderen via droogzetting, zijn inheemse soorten er vaak al bij gebaat dat op die manier (exotische) vissen verwijderd worden. Hiertoe kan droogzetting een efficiënt middel zijn (Banks et al., 2000; Bringsoe et al., 2002; Foster & Banks, 2008; Snow & Witmer, 2010). Droogzetting werd toegepast in Groot–Brittannië (in combinatie met de afvangst van larven, het afgraven, bedekken en compacteren van het sediment), Duitsland (in combinatie met o.a. electrofishing en omheining van de besmette vijver) en de VS (Moissonnier et al., 2007b). Het succes van deze methode is zoals eerder vermeld afhankelijk van verschillende factoren.

Tabel 17: Regime, duur en efficiëntie van beheermaatregelen voor stierkikker waar droogzetting aan te pas komt (Maret et al 2006). [1] Tweejaarlijkse droogzetting verliest aan efficiëntie doordat de larven van stierkikker door milieuomstandigheden op één jaar kunnen metamorfoseren. [2] Afhankelijk van de grootte van de populatie.

| Regime | Duur | Geschatte Efficiëntie |
|---|---|---|
| Droogzetting 1x/jaar | 10jaar | 100% |
| Droogzetting 1x/jaar + 100% surplus sterfte/afvang bij larven en volwassen kikkers | 10jaar | 100% |
| [1]Droogzetting 1x/2jaar +100% surplus sterfte/afvang bij larven en 75% - 55% bij volwassen kikkers | 15,25jaar – 40 jaar[2] | 100% |
| [1]Droogzetting 1x/2jaar +100% surplus sterfte/afvang bij larven en 45% - 30% bij volwassen kikkers | 15,25jaar – 40 jaar[2] | 80% - 90%[2] |
| [1]Droogzetting 1x/2jaar | 10jaar | 50% |

#### 5.1.3.2.3 Dempen

Het dempen (en het eventueel daaropvolgend opnieuw uitgraven) van wateren waar stierkikker in voorkomt, is een rigoureuze maatregel die overduidelijk een hoge effectiviteit zal hebben. Uiteraard is deze methode niet selectief, vermoedelijk ook duur (grondverzet, aanvoer gebiedsvreemd materiaal) en complex (vergunningen, zie 2.2.1 Wetgeving omtrent beheermaatregelen voor de stierkikker, blz. 66) en dus slechts in zeer specifieke gevallen gewenst of mogelijk. Het routineus, ondoordacht dempen van poelen is bovendien niet aan te raden als reguliere beheermaatregel maar moet eerder gezien worden als een noodmaatregel voor snel ingrijpen bij geïsoleerde introducties. Het uitroeien van een populatie op één plaats heeft mogelijks weinig effect op de totale populatie indien in de omgeving nog geschikt voortplantingshabitat aanwezig is. Zonder gebruik van afrastering kan een activiteit als dempen ook verbreiding naar nieuwe poelen in de hand werken.

Dempen zou overwogen kunnen worden voor geïsoleerde poelen of vijvers met zeer hoge densiteiten aan stierkikkers en weinig andere biota. De maatregel heeft uiteraard weinig zin indien snelle herkolonisatie vanuit nabijgelegen populaties verwacht wordt. Bij de overweging van deze maatregel dient, naast de potentiële impact op inheemse biota, ook aandacht besteed aan secundaire landschapsecologische effecten van dempen, zoals gevolgen op de waterhuishouding van de ruimere omgeving (kwelstromen, gravitaire afwatering), eventuele landschappelijke en cultuurhistorische waarden enz. Om inheemse amfibieën te ontzien, zou men de uitvoering ervan kunnen beperken tot de periode dat de (post)metamorfe stadia van inheemse soorten zoveel mogelijk uit het water zijn. Er zijn ons geen voorbeelden bekend van ervaringen met deze

maatregel. Binnen het project werd daarom een pilootproject rond dempen uitgevoerd in Hoogstraten (zie 5.2.6 Droogzetting).

#### *5.1.3.3 Actief biologisch beheer*

Het effect van actief biologisch beheer via uitzetten van snoek werd uitgetest binnen het Invexo project (zie verder 5.2.5 Actief Biologisch Beheer, blz 128).

## 5.2 Resultaten van de acties binnen het project

### 5.2.1 Vangst met dubbele schietfuiken

Sander Devisscher, Tim Adriaens & Gerald Louette

#### *5.2.1.1 Inleiding*

Dubbele schietfuiken worden algemeen ingezet in kleine ondiepe waterlichamen waar ze zeer efficiënt zijn voor het vangen van actief zwemmende soorten (Louette & Declerck, 2006; Louette et al., 2004). De in deze studie gebruikte dubbele schietfuiken bestaan uit een zeven meter lang verbindingsnet van één meter hoog (maaswijdte 8 mm) waar vissen, kikkers en dikkoppen tijdens het foerageren tegenaan zwemmen. Vervolgens worden de vissen en kikkers geleid naar twee tunnelvormige fuikhelften (80 cm hoog) met steeds vernauwende compartimenten (Figuur 51). Gevangen vis kan eenvoudig en in goede gezondheid worden teruggeplaatst, terwijl de stierkikker kan worden verwijderd.



Figuur 51: Dubbele schietfuiken, uitdrogend na gebruik in de vijver.

Om de vangstefficiëntie van deze dubbele schietfuiken te bepalen voor dikkoppen van stierkikker (groter dan 6 cm), werd een aantal schatting gemaakt van deze leeftijdscategorie in zes vijvers te Hoogstraten en Arendonk. Voor adulte individuen gebeurde dit in een gebied te Balen met een tiental dicht tegen elkaar gelegen vijvers. Gebruik makend van deze informatie werd een voorspelling gemaakt hoe geïsoleerde stierkikkerpopulaties van kleine en ondiepe vijvers negatief beïnvloed kunnen worden door middel van een volgehouden en intensieve wegvangst van individuen met dubbele schietfuiken. Deze herhaalde, en over verschillende jaren volgehouden afvangst van dikkoppen en adulten in voortplantingswateren doorheen het seizoen zou op termijn de populatie kunnen uitputten en bijgevolg doen verdwijnen.

#### *5.2.1.2 Methodiek*

Aantal schattingen van dikkoppen en adulten werden uitgevoerd met twee verschillende gekende methoden. Enerzijds werd voor dikkoppen de vangst-depletiemethode (Leslie schatter) gebruikt waarbij het gevangen aandeel aan dikkoppen van een bepaalde vangstbeurt telkens verwijderd werd uit de populatie. Na een aantal vangstbeurten neemt logischerwijs het aantal gevangen dikkoppen af, en kan door het uitzetten van deze afnemende aantallen met het reeds totaal aantal verwijderde individuen in een grafiek, een schatting gemaakt worden van het aantal aanwezige individuen voor de start van de wegvangst Krebs (1989). Voor het schatten van het aantal adulten werd de merk-hervangst toegepast (Schumacher en Eschmeyer, aanpassingen op de Schnabel schatter). Hierbij worden gevangen adulten gemerkt met een kleine tatoeage op de zwemvliezen en vervolgens weer vrijgelaten. De verhouding tussen het aantal gemerkte en ongemerkte individuen bij een daaropvolgende vangstbeurt laat toe om de densiteit te bepalen (Krebs 1989).

We trachtten een inschatting te maken van het aantal nodige vangstbeurten (onder verschillende vangstintensiteiten), en de ermee gepaard gaande kost, om de populatiegrootte tot onder een vooraf bepaalde drempel (die een sterk effect op de populatie heeft) te brengen. De drie gebruikte vangstintensiteiten betroffen: gebruik van twee dubbele schietfuiken per vangstbeurt (138 €, dit bedrag omvat de personeelsinzet van twee medewerkers (transport naar een vijver en eigenlijk veldwerk) en de afschrijving van het materiaal), vijf dubbele schietfuiken per keer (308 €) en acht dubbele schietfuiken per keer (maximaal haalbare inspanning per dag, 478 €). We simuleren dit voor twee uitgangssituaties: een lage populatiegrootte van 1.000 dikkoppen en een hoge populatiegrootte van 5.000 dikkoppen. We veronderstelden dat de wegvangstacties, die leiden tot een bepaald percentage van de populatie dat verwijderd wordt naargelang de vangstintensiteit, uitgevoerd worden in het begin van de zomer, waarna na elke vangstbeurt het resterende aandeel van de dikkoppen op het einde van de zomer voorspeld wordt (met een seizoenale overleving van dikkoppen rond 56 %, (Provenzano & Boone 2005)). De gekozen arbitraire grens stelden we in op minder dan 100 of 10 resterende dikkoppen op het einde van het seizoen.

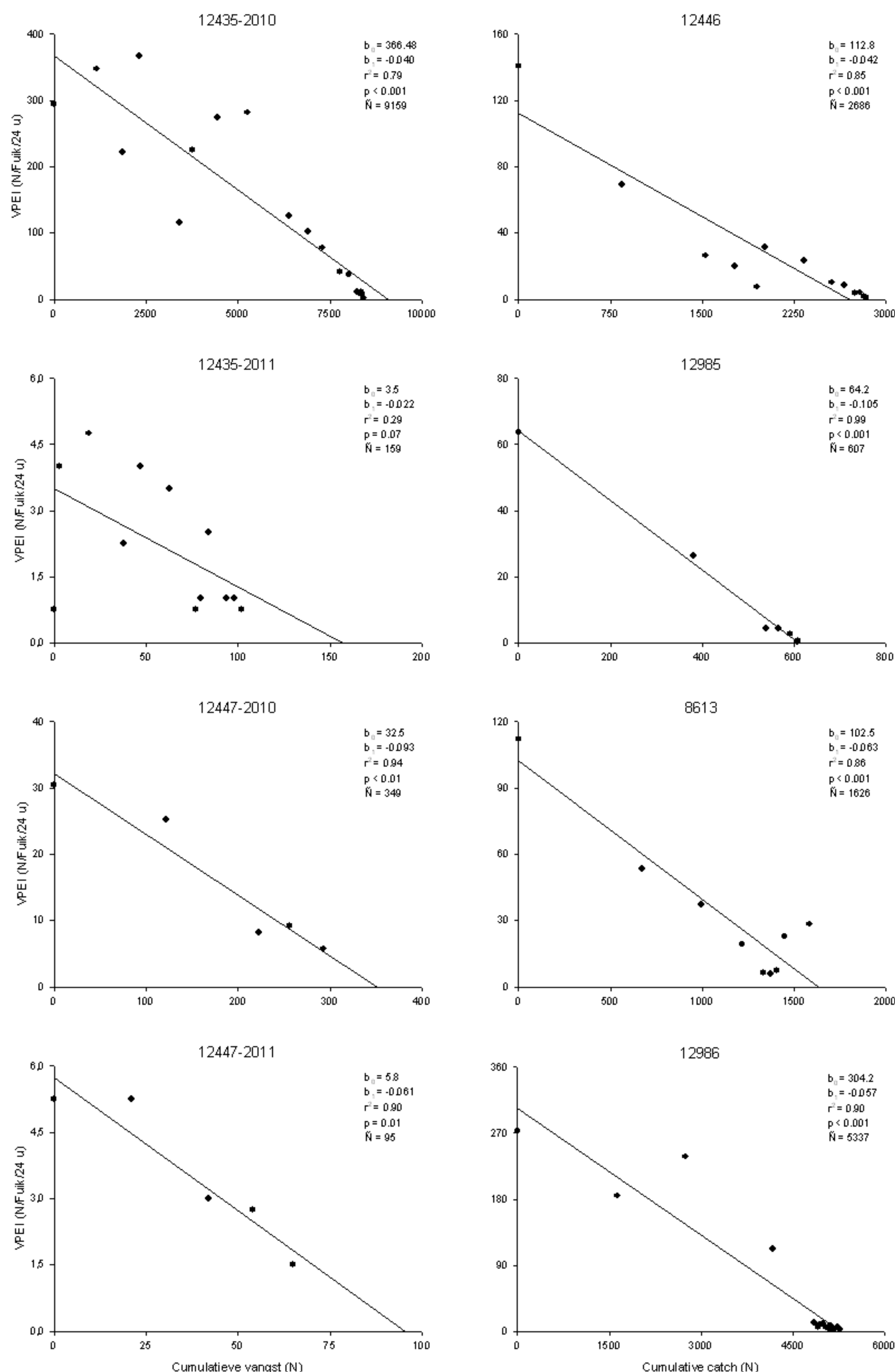
#### *5.2.1.3 Resultaten en discussie*

Dubbele schietfuiken blijken efficiënt te zijn om larven van stierkikker te vangen. Gemiddeld wordt 6 % van de populatie in een vijver gevangen met één vangst per eenheid van inspanning (één dubbele schietfuik geplaatst gedurende 24 u) (Tabel 18). De aantallen dikkoppen in de vijvers wisselden sterk, met een gemiddelde van 5.000 vangbare (groter dan 6 cm) dikkoppen per vijver. In Figuur 52 wordt voor zes vijvers in Hoogstraten en Arendonk de schatting van dikkoppen via de vangst-depletiemethode weergegeven (Louette, 2012b).

Tabel 18: Overzichtstabel waarbij voor elke onderzochte vijver (code zie Bijlage 3, blz 175) en jaar van staalname wordt weergegeven: het aantal gebruikte fuiken per vangstbeurt (N Fuiken), het aantal vangstbeurten (N Vangstbeurten), het totaal aantal gevangen (N) dikkoppen over de hele vangstperiode, de vangstbaarheid (q; i.e. het aandeel van de populatie dat met één dubbele schietfuik per 24 u wordt weerhouden), de geschatte populatiegrootte (Ñ), en het confidentie interval (CI).

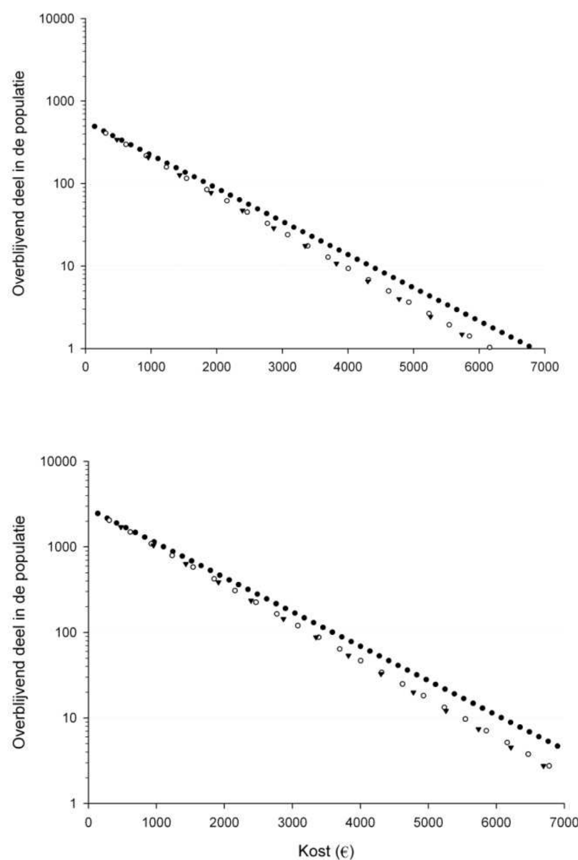
| | | | | | Dikkop | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vijver | Locatie | Jaar | N Fuiken | | N Vangstbeurten | Total aantal gevangen N | *q* (%) | Ñ | CI |
| 12435 | Hoogstraten | 2010 | 4 | | 18 | 8427 | 4,0 | 9159 | ± 1250 |
| | | 2011 | 4 | | 12 | 105 | 2,2 | 159 | ± 59 |
| 12447 | Hoogstraten | 2010 | 4 | | 5 | 316 | 9,3 | 349 | ± 98 |
| | | 2011 | 4 | | 5 | 71 | 6,1 | 95 | ± 40 |
| 12446 | Hoogstraten | 2011 | 9 | | 13 | 2848 | 4,2 | 2686 | ± 300 |
| 12985 | Arendonk | 2011 | 6 | | 7 | 613 | 10,6 | 607 | ± 18 |
| 8613 | Arendonk | 2011 | 6 | | 9 | 1757 | 6,3 | 1626 | ± 275 |
| 12986 | Arendonk | 2011 | 6 | | 17 | 5286 | 5,7 | 5337 | ± 300 |

Volwassen stierkikkers laten zich minder eenvoudig vangen. De vangstefficiëntie van één enkele dubbele schietfuik per 24 u voor deze leeftijdsgroep situeert zich rond 0,4 % en dit zowel bij mannelijke als vrouwelijke individuen. Dit merkelijk lagere percentage dan bij de dikkoppen ligt aan het feit dat de adulten zich voornamelijk langsheen de oever ophouden en maar af en toe het water induiken om te foerageren. De geschatte aantallen in het gebied benaderen één individu per tien meter oeverlengte. Met een gemiddelde oeverlengte van 200 m per vijver zijn dus algauw 20 volwassen dieren aanwezig. De verhouding mannelijke/vrouwelijke individuen bleek op 1,56 te liggen. Deze scheve sex-ratio kan mogelijks verklaard worden doordat vrouwelijke individuen er langer over doen om volwassen te worden, en dus niet allemaal naar de voortplantingswateren komen (Louette et al., 2012).




Figuur 52: Schatting (aantal waar de rechte de X-as snijdt) van het aantal dikkoppen van stierkikker met de vangst-depletiemethode in acht ondiepe visvijvers (Hoogstraten en Arendonk, vijvercodes en jaartal bovenaan elke figuur, zie ook Tabel 18). Op de X-as wordt het cumulatief aantal weggevangen dikkoppen weergegeven. Op de Y-as het aantal gevangen dikkoppen bij één vangst per eenheid van inspanning (i.e. één dubbele schietfuik per 24 u, CPUE) van elke voortschrijdende vangstbeurt.

De simulatie, waarbij gekeken wordt welke kost een volgehouden vangstinspanning met zich meebrengt om de populatie dikkoppen tot een vooraf bepaalde drempel te brengen, toont volgende inzichten (Figuur 53). Wanneer gestreefd wordt naar minder dan 10 overblijvende dikkoppen op het einde van de zomer voor de hoge densiteit populaties (5.000 individuen), zijn acht dubbele schietfuiken per keer (39 % wegvangst voor een kost van 5.736 € ofwel 12 vangstbeurten van 478 €) het meest kostenefficiënt. Bij lage densiteit populaties (1.000 individuen), blijken vijf dubbele schietfuiken per vangstbeurt beter (27 % van de populatie wordt verwijderd). Hierbij is 4.004 € (dertien vangstbeurten van 308 €) nodig, vergeleken met 4.302 € wanneer acht dubbele schietfuiken (negen vangstbeurten van 478 €) zouden ingezet worden. Daartegenover, wanneer enkel twee dubbele schietfuiken bij elke vangstbeurt worden gebruikt (ongeveer 12 % van de aanwezige populatie wordt verwijderd), zou een kost van 4.416 € (32 vangstbeurten van 138 €) nodig zijn voor een lage densiteit populatie, en 6.210 € (45 vangstbeurten van 138 €) voor een hoge densiteit populatie. Bij een hogere drempelwaarde (minder dan 100 overblijvende dikkoppen in de populatie), komt het gebruik van acht dubbele schietfuiken overeen met 1.912 € in de lage densiteit populatie en 3.346 € in de hoge densiteit populatie. Deze kost is respectievelijk 44 % en 58 % van de kost om een grenswaarde van 10 overblijvende individuen te bereiken.




Figuur 53: Relatie tussen de cumulatieve kost na elke vangstbeurt (X-as) en de bijhorende voorspelde populatiegrootte van dikkoppen op het einde van de zomer (overblijvend deel in de populatie) na een herhaalde wegvangst met verschillende vangstintensiteiten (Y-as). Vangstintensiteiten betroffen twee (gesloten cirkels), vijf (open cirkels) en acht (gesloten driehoeken) dubbele schietfuiken bij twee start densiteiten (bovenaan 1.000 dikkoppen, onderaan 5.000 dikkoppen). Merk op dat de Y-as wordt getoond in een logaritmische schaal en dat de opgetransformeerde relatie een exponentiële afname vertoont. De stippellijn duidt op de grens van minder dan 100 en 10 overblijvende individuen in de gesimuleerde populaties.

We kunnen besluiten dat bij een herhaalde inspanning doorheen het seizoen de aantallen dikkoppen drastisch kunnen teruggedrongen worden. Het is voor de hand liggend dat de

wegvanginspanning dient volgehouden te worden over meerdere jaren in alle voortplantingswateren van de geïsoleerde populatie en dat voortplanting vermeden wordt voor een succesvol resultaat.

## 5.2.2 Vangst met alternatieve val- en fuiktypes

Sarah Descamps, Alain De Vocht, Sander Devisscher, Tim Adriaens & Gerald Louette

### *5.2.2.1 Inleiding*

Standaard worden schietfuiken gebruikt om de larven en adulten van stierkikker te vangen. Om te trachten een efficiëntere manier te vinden om deze exemplaren te vangen werden er twee systemen die in de literatuur aanbevolen worden aangepast en uitgetest.

### *5.2.2.2 Adulten en metamorfen*

Abri-flottant:

Om op een efficiënte manier volwassen individuen te vangen, werd gekozen voor een aanpassing van de bestaande abri-flottant. Deze laatste werd in Frankrijk met succes toegepast (Moissonnier et al., 2007a).

De aangepaste versie werd vervaardigd uit betonijzer (8 mm) en heeft een grootte van 90 x 90 x 50 cm. Het geheel werd bekleed met kippendraad, waarop een laag jutte is aangebracht. Deze laatste laag dient enerzijds als bescherming voor de kikkers en anderzijds als lokmiddel. De jutte geeft immers een habitatuitzicht aan de constructie. Verder, indien gewenst, kan er allerlei vegetatie in verweven worden (Figuur 54).



Figuur 54: (Linksboven) Abri-flottant uit Berroneau 2007. (Rechtsonder) Aangepaste Abri-flottant geplaatst in natuurlijke omgeving. (Linksonder) Aangepaste Abri-flottant in opbouw.





Om het geheel drijvende te houden, werden er aan elke zijde twee petflessen (2 l) gehangen. Verder werd onder elk schot eveneens een fles bevestigd (1 l). De luiken, die afgenomen kunnen

worden, dienen als ingang voor de val. Ze drijven in het water en worden eveneens nog eens bekleed met jutte. De gehele val wordt ter plaatse gehouden met behulp van een gewicht, snelbouwsteen, bevestigd aan de onderzijde van de val.

In tegenstelling tot de resultaten van Moissonnier et al. (2007b) bleek deze val helemaal niet efficiënt voor het vangen van adulte stierkikkers. Met de traditionele schietfuiken werd een groter aantal adulte individuen van stierkikker gevangen.

Multicapture Trap:

Een ander alternatief voor de vangst van adulten is de multicapture trap. Dit valtype is een aangepaste versie van een val die in Australië gebruikt wordt om de invasieve Cane Toad (*Bufo marinus*) te vangen. Deze werd door Snow & Witmer (2011) aangepast zodat ze kon blijven drijven op het wateroppervlak. De multicapture traps werden in de VS uitgetest met veelbelovende resultaten (Snow & Witmer, 2010; Snow & Witmer, 2011).

In 2011 werd een proefopzet in balen uitgewerkt om deze fuiken in Vlaanderen te testen op efficiëntie. Er werden zes vallen gemaakt naar analogie met de vallen in de VS. Deze vallen maten 70 cm bij 70 cm en waren 20 cm hoog. Een verschil met het model beschreven in de literatuur was het houten i.p.v. ijzeren karkas. Op dit houten karkas werd vliegengaas met een maaswijdte van 1,5 mm gespannen. Aan de boven- en onderkant werd dit verstevigd met draadgaas van 1 cm doormeter. Onder aan de fuik werden twee isomo-strips van 10 cm breed als drijvers bevestigd.

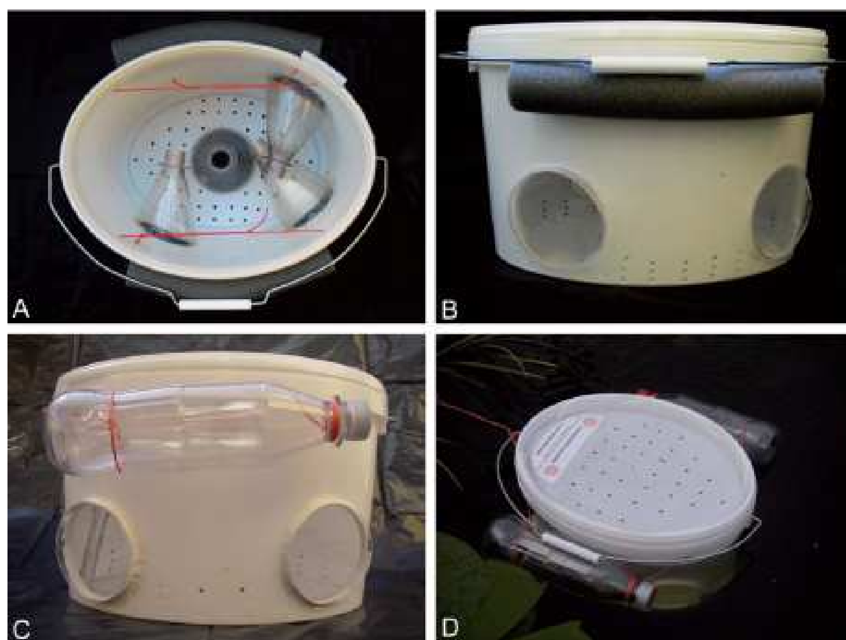
Te Balen werden vier verschillende vijvers bemonsterd. Deze vijvers werden ad random geselecteerd om bias te voorkomen. In deze vijvers werd telkens een week lang zes vallen uitgezet (30 vangstinspanningen per vijver per week). Per vijver en per week werden twee verschillende lokstoffen getest, gehakt of levende voedermuizen. Deze lokstoffen (telkens twee fuiken per lokstof) werden geroteerd tussen de verschillende fuiken in een vijver, in combinatie met twee controlefuiken waarin geen lokstoffen werden geplaatst.

In 2011 werden er geen adulten noch metamorfen gevangen met dit valtype. Mogelijk ligt een constructiefout aan de bron van dit slechte resultaat. Een andere mogelijke verklaring is dat de dichtheden aan adulte stierkikkers in Vlaanderen algemeen een stuk lager liggen dan op plaatsen in het buitenland waar deze vallen werden wel met succes werden toegepast (mond. med. Gary Witmer).

#### *5.2.2.3 Larven*

Ortman Funnel Trap:

Als alternatief vangsysteem voor stierkikkerlarven werd de Ortmann Funnel Trap verder uitgewerkt en aangepast (Figuur 55). De originele val kende een groot succes en werd geconstrueerd met flessenhalzen (Drechsler et al., 2010). In dit onderzoek heeft men echter te maken met zeer grote larven die men wil vangen. De grootte van de totale val werd daarom aangepast. Flessenhalzen zijn voor het vangen van de grote larven geen optie. Daarom werd gekozen voor grotere inzwemopeningen afgesloten met nylonkousen (Figuur 56). Een klein experiment in labo-omstandigheden werd voorafgaandelijk voorbereid om uit te sluiten dat het zwemmen door een nylonkous een te grote barrière voor de larven zou zijn. Dit experiment gaf aan dat 75 % van de larven na één uur deze mogelijke barrière gepasseerd waren.




Figuur 55: Ortmann Funnel Trap (Drechsler et al., 2010).



Figuur 56: Aangepaste Ortmann Funnel Trap.

In vergelijking met de schietfuiken was dit type van val veel minder efficiënt. Er werden amper een paar exemplaren mee gevangen.

Als algemeen besluit kan men stellen dat schietfuiken in Vlaanderen wellicht nog altijd de meest efficiënte keuze zijn naar de vangst van adulte en larvale stierkikkers toe.

## 5.2.3 Onderzoek naar lokstoffen

Sarah Descamps & Alain De Vocht

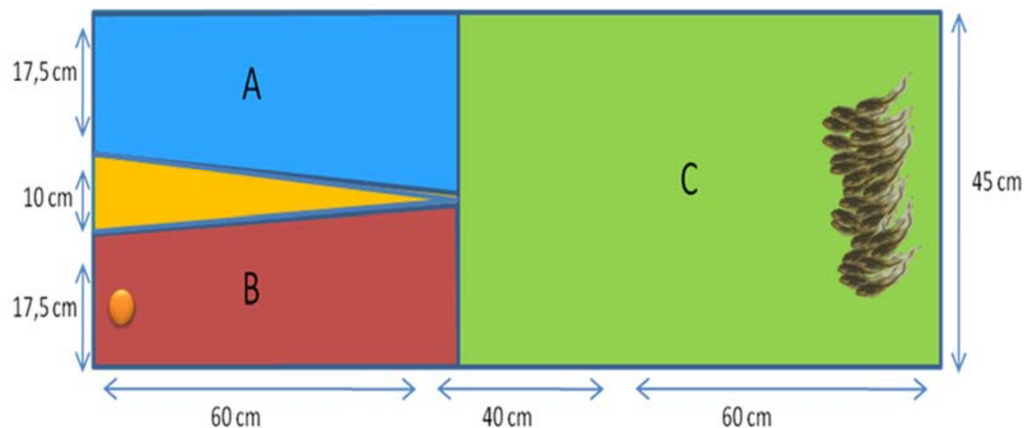
### *5.2.3.1 Inleiding*

In het kader van het efficiënt vangen en bestrijden van stierkikkerlarven werd in labo-omstandigheden de invloed van lokstoffen op het vangstsucces getest.

### 5.2.3.2 *Labo-onderzoek*

De proefopzet bestond uit een glazen aquarium (160 X 45 cm) gevuld met water, waarin zich twee glazen tussenschotten bevonden (Figuur 57). Hierdoor kreeg men verschillende compartimenten. Uit de literatuur werd een selectie van lokstoffen gemaakt. Deze werden elk twee maal getest in verschillende compartimenten en vergeleken met blanco's.

Via een camera met timelaps-systeem werd er om de vijf minuten (gedurende een periode van 20 uur) een foto getrokken van de plaats waar de kikkervissen zich bevonden. Deze gegevens werden daarna geanalyseerd en de statistische relevantie van de resultaten werd onderzocht (Figuur 57) (Grayson & Roe; Wang et al., 2008).




Figuur 57: Proefopzet lokstoftesten.

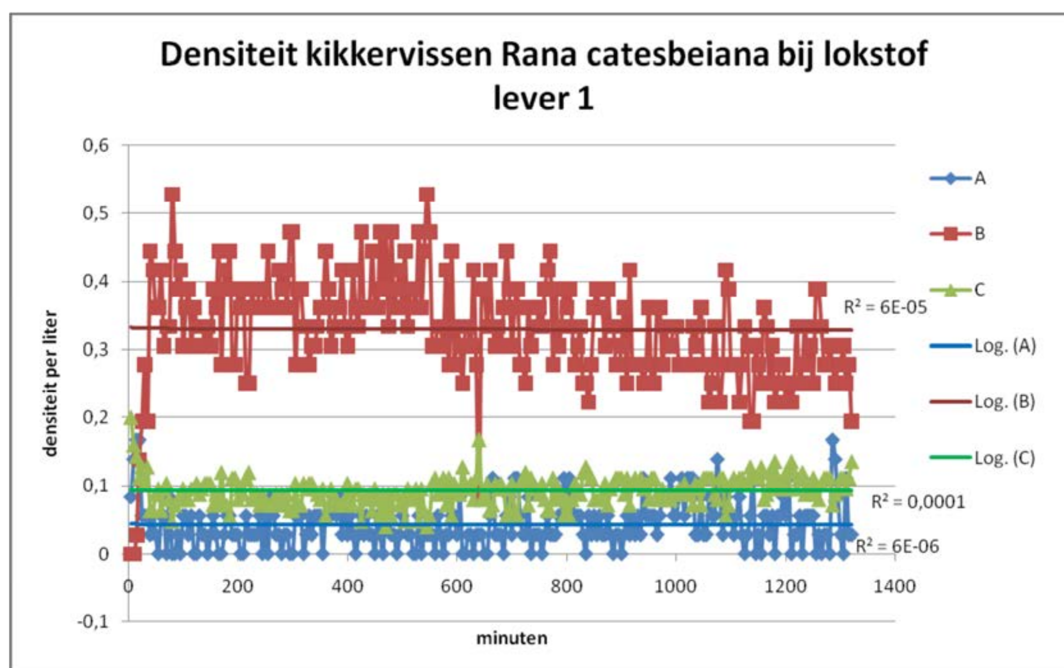
### 5.2.3.3 *Lever als lokstof*

In de zomer van 2011 werd er gedurende zeven dagen, in het Griesbroek te Balen, de werking van lever als lokstof in het veld onderzocht. Schietfuiken met grote, verse rundslevers werden op verschillende locaties in de vijvers geplaatst.

Dit experiment werd tweemaal herhaald. De vallen met lever als lokstof werden eerst door de vijver gesleept om zo een lokspoor te creëren. De larven werden terug in de vijver geplaatst na het dagelijks tellen en leeghalen van de fuiken.

### 5.2.3.4 *Aanbevelingen toekomst*

Uit de resultaten bleek echter niet de lokstof maar andere, tot nader onderzoek niet verklaarbare factoren, in het veld een invloed op de kwantiteit aan gevangen larven te hebben. Een zekere factor is de standplaats van de fuik: indien deze nabij waterbegroeiing geplaatst wordt, worden meer larven gevangen. Met hoge waarschijnlijkheid hebben klimatologische factoren zoals regen en watertemperatuur een nog grotere invloed. Dit zou in de toekomst verder onderzocht kunnen worden (Figuur 58).




Figuur 58: Densiteit van de kikkervissen per compartiment bij de 20h durende cyclus met lokstof lever.

Tabel 19: Overzicht resultaten lokstoffen.

| Lokstof | Duidelijke aantrekking | Matige aantrekking | Overig |
|---|---|---|---|
| **Banaan** | | X | |
| **Boilie perzik** | | X | |
| **Boilie look** | | X | |
| **Bloedworst** | X | | |
| **Lever** | X | | |
| **Lichtstaaf** | | | X |
| **Munt** | | | X |
| **Varkensvlees** | X | | |

De resultaten (Tabel 19) duiden op een duidelijk preferentie voor dierlijke lokstoffen met een hoog bloedgehalte. Lever genoot hier van de duidelijkste voorkeur..

## 5.2.4 Chemische sterilisatie van mannelijke stierkikkers

Sarah Descamps & Alain De Vocht

### *5.2.4.1 Ethisch dossier*

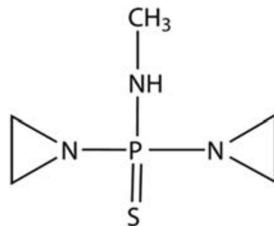
Voor het oprichten van een animalarium met de stierkikker werden in het voorjaar en de zomer van 2010 in 8 vangstdagen (met fuiken of elektrisch vissen gedurende 3 u) in totaal 29 adulte stierkikkers (17 ♀, 12 ♂) in eenzelfde privévijver in het Griesbroek te Balen gevangen. Tevens werden er een 600-tal kikkervissen gevangen en meegenomen als voer voor de adulten die in het animalarium gehouden werden. In het kader van de verschillende experimenten met stierkikkers die in labo-omstandigheden plaatsvinden, werd er een ethisch dossier opgesteld waarbij de huisvesting en het gebruik van deze kikker als proefdier centraal stonden. Dit ethisch dossier kwam in december 2010 voor de commissie dierenwelzijn en werd er goedgekeurd, waardoor de vooropgestelde experimenten en de huisvesting van de larven en adulten van *Lithobates*

*catesbeianus* in labo-omstandigheden in regel zijn met de wet op het dierenwelzijn en het gebruik van proefdieren.

### *5.2.4.2 Mannelijke steriliteit*

Bij het gebruik van de steriele mannetjes techniek (*sterile male release*) technieken voor beheer van niet meer te controleren populaties (wat van toepassing is op de populatie stierkikkers in de vallei van de Grote Nete) kan men na een aantal jaar een duidelijke daling van de populatiegrootte waarnemen. Dit kan alleen bij diersoorten waarbij de mannelijke exemplaren sterk dominant en bijgevolg territoriaal zijn.

Na een grondige literatuurstudie over mogelijke systemen om mannelijke volwassen stierkikkers steriel te maken, werd er gekozen voor het verder analyseren van bisazir als chemosterilant voor de soort, naar analogie met de bestrijding van zeeprik (*Petromyzon marinus*) in het gebied van de grote meren in de USA. Bisazir gaf hier direct een DNA-framentatie t.h.v. het sperma en induceerde bijgevolg mannelijke steriliteit (Bergstedt et al., 2003; Klassen et al., 2004; Young et al., 2004). Bisazir ofwel p,p-bis-(1-aziridinyl)-N-methylphosphinothioic amide (Figuur 59) is een azirdinyl-verbinding waarvan de genotoxiciteit gerelateerd is aan de alkylerende eigenschappen. Potentiële vervangers kunnen producten zijn met alkylerende eigenschappen, maar minder toxisch dan bisazir. Deze producten zoals nonoxynol-9, benzalkonium chloride, zink acetaat e.a., zijn in staat om de beweeglijkheid en bevruchtingsmogelijkheid van het sperma te inhiberen, maar ze voorkomen dat de spermatozoa de eicellen bevruchten en er bestaat dus meer kans dat de eicellen door niet behandelde individuen bevrucht worden (Bergstedt & Twohey, 2007; Ciereszko et al., 2005).



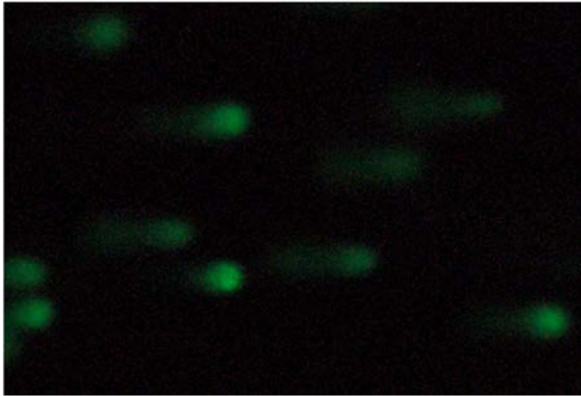

Figuur 59: Structuurformule van bisazir (p,p-bis-(1-aziridinyl)-N-methylphosphinothioic amide) (http://www.lktlabs.com).

De steriliteit bij mannetjes veroorzaakt door bisazir wordt gelinkt aan de schade in sperma-DNA. Het gebrek aan herstelmechanismen maakt de schade in het DNA onomkeerbaar. Steriliteit heeft echter geen negatief effect op de sexdrift en het paringsinstinct en ook niet op het vrijlaten van het sexferomoon waardoor de ovulerende vrouwtjes worden aangetrokken. De spermaconcentratie, beweeglijkheid en bevruchtingsmogelijkheid in het tweecellig stadium verschilt niet van die bij de niet-steriele mannetjes. De steriele mannetjes gaan daarom nog steeds concurreren met de niet-steriele mannetjes om te kunnen paren met een vrouwtje. Dit leidt dan tot onvruchtbare eieren. Meestal vindt er volledige sterfte plaats in de latere fasen van de embryonale ontwikkeling. Wanneer toch enkele eieren uitkwamen, werden geen normale larven waargenomen (Allen & Dawson, 1987; Bergstedt et al., 2003; Ciereszko et al., 2005).

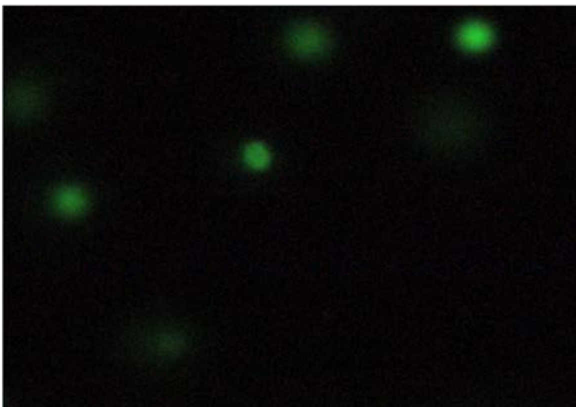
In het voorjaar van 2011 werden vier mannelijke kikkers geïnjecteerd met een concentratie bisazir van 100 mg/kg naar analogie met de gebruikte concentratie bij de zeeprik. Drie van de vier dieren stierven binnen de week als gevolg van de injectie. Hierdoor werd er gekozen voor een lagere dosis van 50 mg/kg. Deze individuen overleefden de behandeling wel en hun sperma werd na een hormonale inductie onderzocht op DNA-fragmentatie.

Door middel van Comet Assay en fluorescentie-microscopie werd de hoeveelheid gefragmenteerd DNA in het sperma gekwantificeerd en vergeleken tussen de controle groep en de groep van

stierkikkers die een injectie van 50 mg/kg bisazir kregen (Figuur 60 en Figuur 61). Uit de analyse bleek de behandelde groep t.o.v. de controle groep een statistisch significant ($p < 0.05$) hogere hoeveelheid gefragmenteerd DNA in het sperma te bezitten, wat zichtbaar was in het hoger % DNA in de staart van de kometen die tot stand kwamen na de Comet Assay. Het hoger aantal % DNA in het hoofd van de kometen duidt op meer intact DNA dan bij de behandelde groep (Tabel 20).



Figuur 60: Comet Assay van het DNA in sperma bij de controle stierkikkers.



Figuur 61: Comet Assay van het DNA in sperma bij de stierkikkers ingespoten met 50mg/kg bisazir

In voorjaar en zomer van 2012 werden er nieuwe groepen van mannelijke stierkikkers behandeld met lagere dosissen van bisazir om zo de laagst effectieve dosis van dit product bij de stierkikker te bepalen. Tabel 20 toont de resultaten van de Comet Assay bij een concentratie van 12,5 mg/kg bisazir en 25 mg/kg bisazir. Om een beter overzicht te krijgen van de gemiddelden per ingespoten concentratie bisazir werden de waarden uitgezet in Figuur 62.

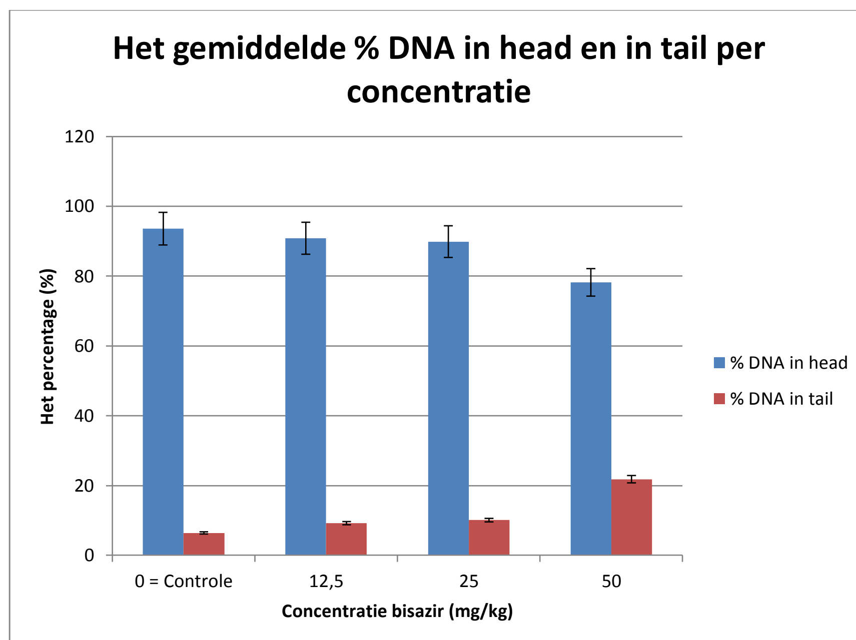
Tabel 20: Overzicht van het gemiddeld % DNA in het hoofd en staart van de kometen (van de spermacellen) bij de Comet Assay test per kikker en per concentratie ingespoten bisazir.

| | Concentratie: 0 mg/kg bisazir | | | | | Gemiddelde | Standaarddeviatie |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Harry | John | Matthew | William | | | |
| % DNA in head | 94,63811 | 94,31548 | 93,11334 | 92,24937 | | 93,579075 | 1,1028557 |
| % DNA in tail | 5,43667 | 5,68452 | 6,88666 | 7,75063 | | 6,43962 | 1,0793017 |

| | Concentratie: 12,5 mg/kg bisazir | | | | | Gemiddelde | Standaarddeviatie |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Brahim | Joske | Marnix | Rudolf | Vladimir | | |
| # gescoorde kometen | 210 | 130 | 175 | 182 | 175 | | |
| % DNA in head | 86,24803994 | 88,35843383 | 88,48299687 | 95,03732562 | 95,82024849 | 90,78940895 | 4,3361102 |
| % DNA in tail | 13,75195992 | 11,64156605 | 11,51700283 | 4,962674302 | 4,179751244 | 9,210590869 | 4,336109 |

| | Concentratie: 25 mg/kg bisazir | | | | | Gemiddelde | Standaarddeviatie |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Fritz | Heinz | Max | | | | |
| # gescoorde kometen | 140 | 140 | 170 | | | | |
| % DNA in head | 90,49909861 | 92,95454346 | 86,21516818 | | | 89,88960342 | 3,4107758 |
| % DNA in tail | 9,500901345 | 7,045456486 | 13,7848318 | | | 10,11039654 | 3,4107775 |

| | Concentratie: 50 mg/kg bisazir | | | | | Gemiddelde | Standaarddeviatie |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Freddy | Homer | Jeffry | Stevie | | | |
| % DNA in head | 79,18287 | 77,66445 | 77,02254 | 78,87347 | | 78,1858325 | 1,0152205 |
| % DNA in tail | 20,81714 | 22,33555 | 22,97746 | 21,12653 | | 21,81417 | 1,0152173 |




Figuur 62: % DNA-verdeling kop en staart van controle en behandelde groepen met 12,5, 25 en 50mg/kg bisazir.

Uit Figuur 62 kan men afleiden dat er bij de concentraties 12,5 en 25 mg/kg bisazir iets meer DNA van het hoofd weggemigreerd is. Het % DNA in head is respectievelijk 90,8 (± 4,3) en 89,9 (± 3,4) t.o.v. de controlegroep, 93.6 (± 1,1). Bij de concentratie van 50 mg/kg bisazir is er nog meer DNA van het hoofd weggemigreerd t.o.v. de controlegroep nl. 78,2 (± 1). Het DNA kan van het

hoofd weg migreren als het voldoende gefragmenteerd is. Met behulp van het statistische programma SAS 9.2 werd een significant verschil significant vastgesteld tussen minstens twee groepen (Kruskal-Wallis p = 0,022). Voor de concentraties van 12,5 en 25 mg/kg bisazir was er geen verschil met de controlegroep (Wilcoxon sum rank test p = 0,7133 en 0,1116 resp.). Dit betekent dat de DNA-fragmentatie bij deze concentraties niet noodzakelijk te wijten was aan het toedienen van bisazir. Voor de concentratie 50 mg/kg bisazir was het verschil met de controlegroep wel significant (p = 0,0304) wat inhoudt dat de DNA-fragmentatie te wijten is aan het ingespoten bisazir.

Men kan besluiten dat de concentratie van 50 mg/kg bisazir voldoende fragmentatie in het sperma-DNA veroorzaakt, wat gelinkt wordt aan mannelijke steriliteit. Voor verder onderzoek naar ecotoxiciteit zal dus steeds verder gewerkt worden met de concentratie van 50 mg/kg bisazir.

#### *5.2.4.3 Aanbevelingen*

De organen (lever, nieren en testes) van de ingespoten en controle-stierkikkers werden gevriesdroogd. Deze organen kunnen later onderzocht worden op accumulatie van bisazir of eventuele al dan niet schadelijke metabolieten hiervan. Wanneer toxische stoffen in de organen worden aangetroffen, moet men onderzoeken hoe schadelijk ze zijn. Dit wordt onderzocht a.d.h.v. ecotox-testen. Het is namelijk belangrijk om te weten welke effecten bisazir en zijn eventuele metabolieten kunnen hebben op het ecosysteem. Het is bij de steriele mannetjes techniek immers de bedoeling om de gesteriliseerde stierkikkers terug vrij te laten in de natuur. Voor men deze stierkikkers kan vrijlaten, moet men er zeker van zijn dat de metabolieten niet in de weefsels dieren worden opgeslagen. Deze kunnen bij het sterven van de dieren vrijkomen in het milieu of uitgescheiden worden tijdens het verdere leven.

### 5.2.5 Actief Biologisch Beheer

Gerald Louette

#### *5.2.5.1 Inleiding*

In Vlaanderen bestaat het voortplantingshabitat van stierkikker voornamelijk uit ondiepe kleine wateren (Jooris, 2005). Deze vijvers verkeren meestal in een troebele toestand door een teveel aan voedingstoffen, zoals stikstof en fosfor, en het achterwege blijven van visstandsbeheer (Packet et al., 2012). Een te hoge biomassa aan planktonetende en bodemwoelende vis (zoals bijvoorbeeld de uitheemse zonnebaars, Amerikaanse dwergmeerval en blauwbandgrondel, maar ook de inheemse karper en brasem) zorgt er bovendien voor dat waterplanten nauwelijks kansen krijgen om zich te ontwikkelen. Een overaanbod aan algen dat het hoofdbestanddeel van het voedsel van de dikkoppen vormt, het warme water dat zorgt voor een goede en snelle ontwikkeling van de larven, en de afwezigheid van predatoren op de larven (weinig tot geen macroinvertebraten zoals libellenlarven en waterkevers, maar ook roofvis zoals snoek) leiden ertoe dat dikkoppen ongebreideld kunnen groeien.

Via een experimenteel onderzoek werd nagegaan of met habitatherstel het voortplantingssucces van stierkikker kan worden beïnvloed. Door het omvormen van de huidig troebele en biodiversiteitsarme voortplantingswateren naar heldere vijvers met veel ondergedoken waterplanten zou het aandeel dikkoppen drastisch kunnen worden verlaagd (Figuur 63). Meer bepaald zou het aandeel algen verlagen en aldus minder voedsel aanwezig zijn voor de dikkoppen. Bijkomend zouden predatoren van dikkoppen zich tussen de ondergedoken waterplanten kunnen verschuilen en door een lage visstand zelf minder worden opgegeten. Gangbare maatregelen bij habitatherstel van waterlichamen zijn: (1) het aflaten van het water en volledig verwijderen van het vis- en amfibieënbestand waarna de vijvers opnieuw worden gevuld zonder vis, en (2) het herintroduceren van inheemse roofvis (zoals snoek) om het natuurlijk evenwicht van het visbestand te herstellen.



Figuur 63: Typisch voortplantingshabitat van stierkikker in Vlaanderen. Op de linker foto wordt de troebele toestand getoond waarbij veel algen, veel vis en weinig tot geen ondergedoken waterplanten aanwezig zijn. In de rechter foto wordt de heldere toestand getoond waarbij helder water, veel roofvis en veel ondergedoken waterplanten aanwezig zijn.

### *5.2.5.2 Materiaal en methoden*

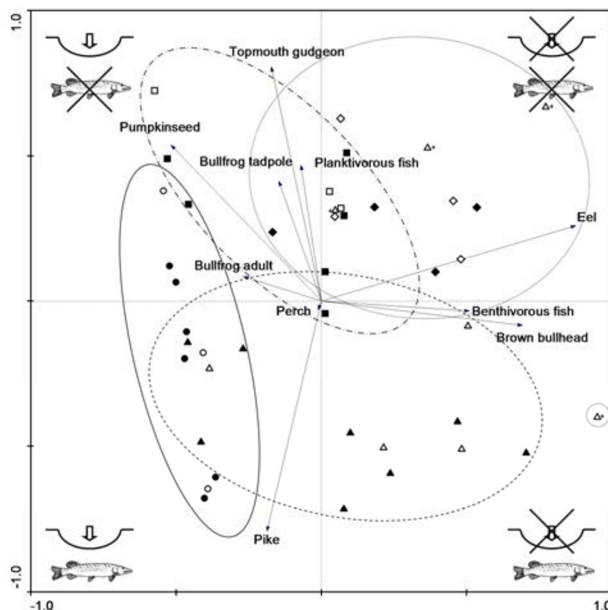
In een oude viskwekerij te Balen werd in 2007-2009 een tweejarig experiment uitgevoerd. De aanwezige vijvers zijn rechthoekig, klein (gemiddelde grootte rond de 2000 m²), ondiep (150 cm maximale diepte), gescheiden door een 10 m brede dijk, en kunnen individueel worden afgelaten. Vier behandelingen werden gecreëerd: (1) introductie van snoek en verwijdering van het visbestand (S/D), (2) introductie van snoek en geen verwijdering van visbestand (S/GD), (3) geen introductie van snoek en verwijdering van visbestand (GS/D), en (4) geen introductie van snoek en geen verwijdering van visbestand (GS/GD, controle). Elk van deze behandelingen werd driemaal gerepliceerd. Hiervoor werden in de zomer van 2007 de helft van de vijvers afgelaten, het visbestand verwijderd, en terug gevuld met water van de Grote Nete. In het voorjaar van 2008 en 2009 werd telkens in geselecteerde vijvers snoekbroed uitgezet (500 individuen van 4-6 cm per ha). Het aantal dikkoppen en de samenstelling van het visbestand werd viermaal onderzocht met twee dubbele schietfuiken per vijver, zijnde in mei 2008, september 2008, mei 2009 en september 2009. Alle gevangen amfibieën en vis werden in goede gezondheid terug geplaatst. De vangstgegevens van dikkoppen en adulten werden geanalyseerd via (herhaalde metingen) variantieanalyse, de gemeenschapsstructuur van het amfibieën- en visbestand via een principaal component analyse. Bijkomend werden een aantal omgevingsvariabelen (zoals geleidbaarheid, pH, waterhelderheid, aandeel waterplanten en voedingsstoffen) opgemeten en via variantieanalyse onderzocht om na te kijken of de beheermaatregelen een effect hadden op de algemene waterkwaliteit.



Figuur 64: Op de linker foto wordt de beheermaatregel droogzetting getoond. Het water wordt afgelaten en het aanwezige visbestand volledig verwijderd. Op de rechter foto ziet men de beheermaatregel introduceren van snoek.

### *5.2.5.3 Resultaten en bespreking*

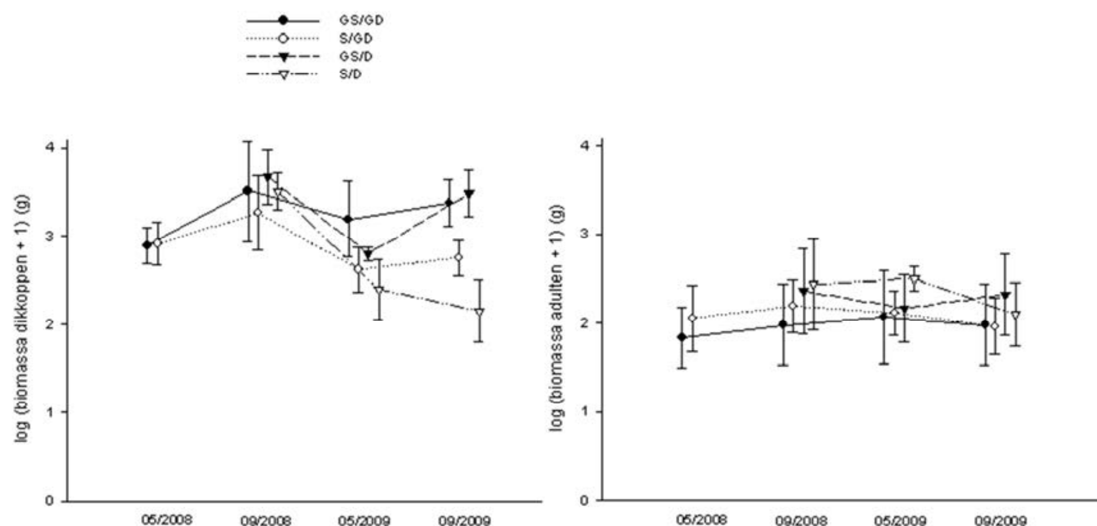
De verschillende beheermaatregelen (snoekbepoting en droogzet) hadden verschillende effecten. De aanwezigheid van snoek had een gunstig effect op het aantal dikkoppen, maar niet op het aantal adulten (Adriaens et al., 2010; Louette, 2012a). In de vijvers waar snoek werd uitgezet zaten na twee jaar tot tien keer minder dikkoppen dan in de vijvers waar geen snoek werd uitgezet. Dit kan verklaard worden doordat de aanwezigheid van snoek leidde tot een directe predatie op de dikkoppen, maar ook indirect doordat snoek het aandeel vis drastisch deed dalen. Zonnebaars en blauwbandgrondel verdwenen praktisch uit deze vijvers waardoor het aandeel macroinvertebraten sterk kan toenemen (Figuur 65). Deze macroinvertebraten, zoals libellenlarven en waterkeverlarven, konden op hun beurt een predatie uitoefenen op de dikkoppen. Droogzetting en verwijdering van het visbestand bleek geen effect te hebben op het aantal dikkoppen. In de vijvers die enkel werden drooggezet en waar vis verwijderd werd, kon zich na verloop van tijd weer een visbestand opbouwen waardoor het aandeel macroinvertebraten laag bleef.




Figuur 65: Tweedimensionale voorstelling van een principaal component analyse waarbij de wijzigingen in het amfibieën- en visbestand van vijver-bemonsteringsperioden zijn weergegeven. De eerste as verklaart 32 % van de variatie, de tweede as 19 %.

De aanwezigheid van snoek in vijvers heeft bovendien een algemeen gunstig effect op de waterkwaliteit (Tabel 21). De waterhelderheid is hoger in deze vijvers alsook het aandeel

waterplanten. De andere omgevingsvariabelen varieerden niet tussen de verschillende behandelingen.




Figuur 66: Verloop van de biomassa (in één dubbele schietfuik voor 24 u) aan dikkoppen (links) en adulten (rechts) bij de verschillende experimentele behandelingen (GS: geen snoek, S: snoek, GD: geen droogzetting, D: droogzetting).

Tabel 21: Gemiddelde waarde en standaardfout van de omgevingsvariabelen voor de verschillende behandelingen (TN: totaal stikstof, TP: totaal fosfor) in elk jaar. De asterisken duiden op een marginaal niet-significant verschil voor de waarden bij de factor snoek (* p=0.09, ** p=0.08).

| | | Geen droogzetting | | | | Droogzetting | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Geen snoek | | Snoek | | Geen snoek | | Snoek | |
| Waterhelderheid | jr 1 | 24 | (0) | 25 | (3) | 25 | (1) | 30 | (2) |
| | jr 2 * | 25 | (2) | 30 | (1) | 26 | (5) | 31 | (1) |
| Waterplanten | jr 1 | 0,0 | (0,0) | 0,6 | (0,3) | 0,8 | (0,4) | 1,0 | (0,5) |
| | jr 2 ** | 0,0 | (0,0) | 1,3 | (0,6) | 0,7 | (0,4) | 1,8 | (0,6) |
| Temperatuur (°C) | jr 2 | 20,4 | (0,4) | 20,8 | (0,0) | 20,7 | (0,6) | 21,2 | (0,2) |
| pH | jr 2 | 7,1 | (0,1) | 6,8 | (0,2) | 7,6 | (0,3) | 7,4 | (0,5) |
| Geleidbaarheid (µS/cm) | jr 2 | 212 | (4) | 211 | (14) | 197 | (16) | 183 | (8) |
| TN (mg/l) | jr 2 | 1,83 | (0,05) | 1,99 | (0,39) | 1,95 | (0,44) | 1,92 | (0,30) |
| TP (mg/l) | jr 2 | 0,28 | (0,11) | 0,36 | (0,09) | 0,23 | (0,04) | 0,25 | (0,07) |

## 5.2.6 Droogzetting

Sander Devisscher

### *5.2.6.1 Inleiding*

Droogzetting is beschreven in de literatuur als een efficiënte methode om stierkikkers te bestrijden, zij het in combinatie met andere methoden (bv. electrofishing) (Anon., 1994). In het kader van dit onderzoek werden twee vijvers leeggepompt. In eerste instantie werd dit gedaan om het vangstsucces van de schietfuiken te valideren (zie 5.2.1 Vangst met dubbele schietfuiken, blz. 116), in tweede instantie om de werkwijze van deze methode te kunnen onderzoeken op knelpunten en sterktes. Zoals in de literatuur gesuggereerd, werd deze methode geïntegreerd toegepast. Het droogzetten werd steeds voorgegaan door vangsten met schietfuiken en in het geval van de Fortvijver (ID: 12446) ook door nachtvangsten en uiteindelijk demping.

Gelijktijdig aan dit onderzoek werden in Nederland twee tuinvijvers op eenzelfde wijze aangepakt. De vijvers werden eerst afgespannen om migratie van juvenielen en adulten tegen te gaan. Daarna werden ze droog gepompt en afgevangen met elektrovisserij en zeggennetten. Na de ingreep werden deze tuinvijvers heringericht (Creemers, 2011a; Crombaghs, 2012; Goverse et al., 2012).

### *5.2.6.2 Methodiek*




Figuur 67: Vuilwaterpomp. (A) aanzuigbuis + filterkop, (B) Pomp, (C) Afvoerbuis.

De Driehoekvijver (ID: 12435) werd leeggepompt tussen 20 en 22 september 2010. Deze vijver heeft een oppervlakte van 1000 $m^2$ en een geschatte gemiddelde diepte van ± 1,5 m, het volume werd geschat op ± 1500 $m^3$. Aangezien de vijver grondwater gevoed is moest een milieuvergunning aangevraagd worden voor een inrichting van klasse 2 (zie 2.2.1: Wetgeving omtrent beheermaatregelen voor de stierkikker, blz. 66).

Het pompen gebeurde met twee vuilwaterpompen (debiet 40 $m^3/h$) waaraan een aanzuigkop met filter (8 mm) werd geplaatst, zodat individuen konden worden weerhouden (Figuur 67). Bij een waterniveau van 20 cm werd met een seine-net (20 m lang, zak 2 m hoog; maaswijdte 10 mm) het resterend aandeel dikkoppen gevangen, geteld en de hoger beschreven methode geëuthanaseerd (Figuur 68).



Figuur 68: Afvangst van vissen en stierkikkers na het leegpompen.

De Fortvijver (ID: 12446) werd leeggepompt tussen 12u op 20/09/2012 en 5u30 op 21/09/2012. De oppervlakte van de vijver is ± 4700 $m^2$, het diepste punt is ±1,8 m diep en de gemiddelde diepte werd geschat op 0,85 m. Aangezien deze vijver allicht ook grondwater gevoed is werd er voor de aanvraag van een milieuvergunning uitgegaan van een volume van ± 4000 $m^3$. Dit komt neer op een aanvraag voor een milieuvergunning klasse 2.




Figuur 69: (A)Vuilwaterpomp met piekdebiet van 400 m³/u gebruikt om 'het Fort' Leeg te pompen, (B) aanvoerslang met zuigkorf en (C) Afvoerslang.

Voordat er gepompt werd, werden alle bomen gekapt, dit met oog op het dempen dat vrij snel moest volgen op de droogzetting om opvulling door grondwater en regen tot een minimum te beperken. Om het ontvluchten van adulte en metamorfe stierkikkers tot een minimum te beperken werd er een omheining geplaatst. Deze omheining bestond uit fijnmazig wespengaas van 1,2 m hoog, waarvan 20 cm ingegraven werd. Iedere 30 m werden er emmers ingegraven, deze dienden als valkuilen voor stierkikkers die zich langs de omheining bewegen.

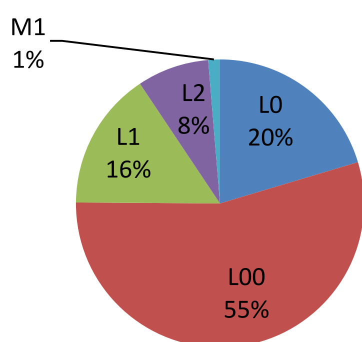
Het pompen gebeurde ditmaal met één vuilwaterpomp met een maximaal debiet van 400 m³/u (Figuur 69). Hieraan werd een aanzuigkorf met een maaswijdte van 8 mm gehangen. Het water werd in een oude meander van de mark geloosd op zo'n 150 m van de vijver.



Figuur 70: Droogvallende vijver na pompen.

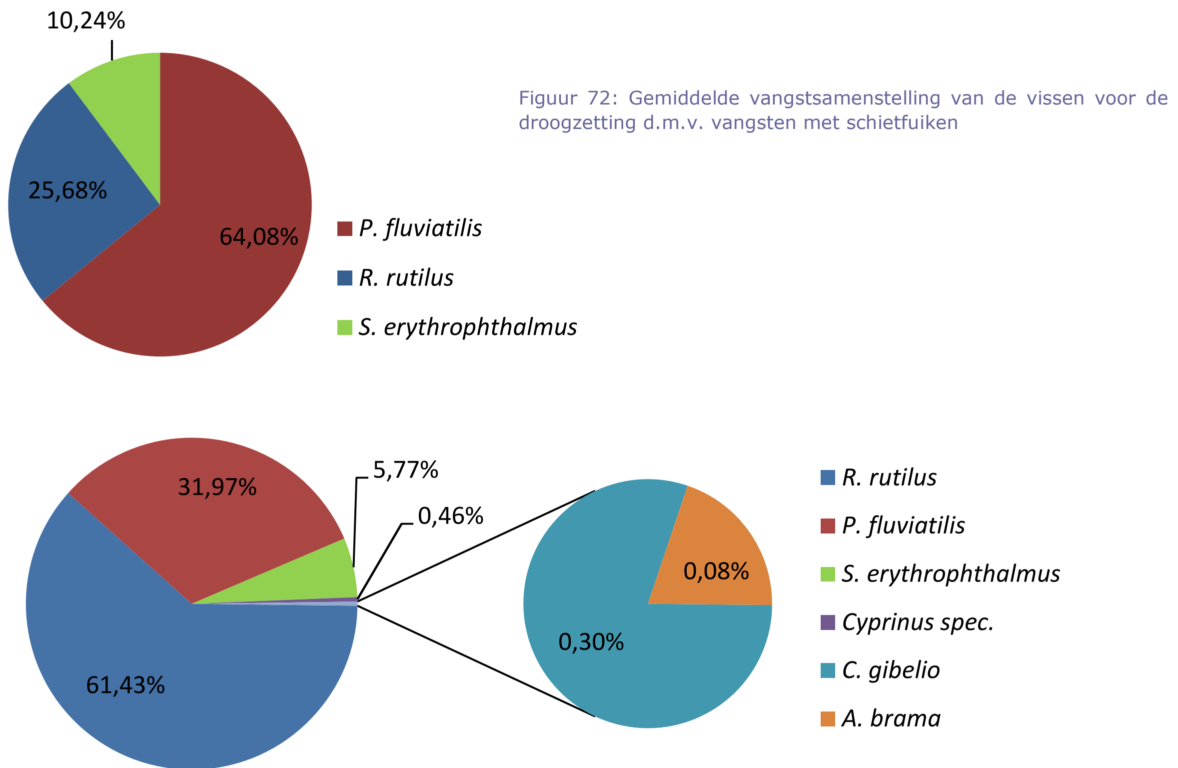
### 5.2.6.3 *Resultaten*

In de Driehoekvijver (ID: 12435) werden in totaal 2079 individuen gevangen waarvan 1379 (50,9 %) stierkikkerlarven en 1330 (49,1 %) vissen (Figuur 71, Figuur 72, Figuur 73 en Figuur 74).




Figuur 71: Vangstsamenstelling van de stierkikkers na droogzetting.

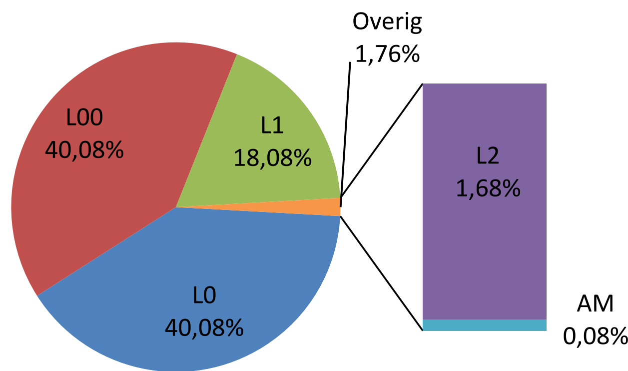
Wat opvalt is het grote aandeel L00 (n= 755) larven dat nog aanwezig was in de vijver terwijl deze zeer weinig gevangen werden. Allicht waren deze larven te klein voor de mazen van de schietfuiken. Ook de andere larvale stadia waren nog aanwezig, zij het in mindere mate. Of dit een gevolg is van de populatieopbouw of van de vangsten met de schietfuiken is niet met zekerheid te zeggen. Het visbestand van deze vijver bestond vooral uit blankvoorn (*R. rutilus*), baars (*P. fluviatilis*) en rietvoorn (*S. erythrophthalmus*). Deze soortsamenstelling is analoog aan de vangsten met schietfuiken, zij het in andere verhoudingen.




Figuur 72: Gemiddelde vangstsamenstelling van de vissen voor de droogzetting d.m.v. vangsten met schietfuiken

Figuur 73: Vangstsamenstelling van de vissen na droogzetting.

De Fortvijver (ID:12446) was aanzienlijk groter in oppervlakte en bevatte meer vis. Aangezien dit min of meer verwacht werd, werd er een grote groep arbeiders van het sociaal economie bedrijf Natuurwerk ingezet bij het vangen van de vissen en stierkikkerlarven. Zoals in de driehoekvijver bestond de stierkikkervangst vooral uit de jongere en kleinere stierkikkerlarven (stadium L00 en L0). Toch werd ook één adult mannetje gevangen.




Figuur 74: Vangstsamenstelling van de stierkikkers tijdens droogzetting van ID:12446.

De visvangstsamenstelling was sterk verschillend dan die van de nabijgelegen Driehoekvijver. De aanwezigheid van zonnebaars en roodwangschildpad wijzen op een meer exotische soortengemeenschap. Opvallend is het aanzienlijke verschil in de verhouding tussen blank- en rietvoorn bij de vangsten met schietfuiken en de vangsten na leegpompen.

#### *5.2.6.4 Conclusie*

Wanneer goed uitgevoerd, kan droogzetting de aanwezige stierkikkerpopulatie aanzienlijke verliezen toebrengen. Larven kunnen massaal afgevangen worden, en via afrastering kunnen ook de resterende metamorfe en adulte stierkikkers weggevangen worden zoals ook blijkt uit de ervaringen in Nederland. Uit de hoger beschreven pilots blijkt wel dat sommige vijvers moeilijk volledig droogvallen en droog blijven, door opwellend grondwater (bv. in een context van kwelgebieden) of regen. Hierdoor kunnen sommige larven de korte droogteperiode overleven en het volgend jaar verder ontwikkelen.

### 5.2.7 Dempen van een vijver

#### *5.2.7.1 Inleiding*

In het kader van het Invexo project werd eind september-begin oktober 2012 de Fortvijver (ID:12446) gedempt. Deze actie werd vooraf gegaan door vangst met schietfuiken (zomers 2011 en 2012), nachtvangsten (zomer 2011) en droogzetting (20-21 september 2012).

#### *5.2.7.2 Methodiek*

Vooraleer gedempt kon worden, moesten de benodigde vergunningen aangevraagd worden (zie 2.2.1.4 Dempen, blz. 67). Een kapvergunning, milieuvergunning en stedenbouwkundige vergunning werden met het nodige advies van de gemeente Hoogstraten ingediend en goedgekeurd.

Allereerst werden de bomen die op de dijken en oevers stonden geveld. Aangezien dit over het algemeen over jonge sparrenaanplant ging werd door de eigenaar (Natuurpunt) geopteerd voor een eindbestemming in energieproductie door biomassa. De kap werd uitgevoerd door een gespecialiseerde aannemer, die ook instond voor de afname van het hout (Figuur 75 en Figuur 76).



Figuur 75: ‘Het Fort’ voor de kap werkzaamheden.



Figuur 76: ‘Het Fort’ na de kap werkzaamheden.

Vervolgens werd met de aannemer de benodigde afspraken gemaakt om te bepalen wanneer de vijver gedempt kon worden. Uiteindelijk werd de periode tussen 24/09/2012 en 5/10/2012 gekozen. Het leegpompen en afvangen van de vis moest hier zo kort mogelijk op volgen (Figuur 78). Op 21/09/2012 werd de vijver afgevangen (zie 5.2.6 Droogzetting, blz. 132).



Figuur 77: Omheining rond het fort.

Voor de start van het pompen werd er een omheining van wespengaas aangebracht rondom de vijver (Figuur 77), de omheining was 1,2 meter hoog en de onderste 20 cm van het gaas werd naar voren omgevouwen en ingegraven om het onderkruipen van stierkikkers te voorkomen. Om de ± 25 m werd een emmer met een gat in het deksel ingegraven om migrerende stierkikkers op te vangen. gedurende de gehele periode dat de omheining rond de vijver stond werd echter geen enkele vangst gerealiseerd.

Het uiteindelijke dempen (Figuur 79) ging van start op 25/09/2012 en duurde tot 03/10/2012. De vijver werd door een aannemer gedempt. Het dempen gebeurde in fasen met grond die reeds aanwezig was op de dijken. Deze grond was opgeworpen bij het graven van de vijver ± 45 jaar geleden. Gedurende het dempen werd het resterende water (van het afpompen en regenwater) afgepompt in een nabij gelegen gracht. Dit om een doorbraak van de dijken te voorkomen en een stabielere bodem te bekomen.



Figuur 78: 'Het Fort' na de droogzetting.



Figuur 79: 'Het Fort' gedurende de graafwerken.

Na deze ingreep wordt een houtkant aangeplant langs de perceelgrenzen. Natuurlijke verjonging zal voor de begroeiing in het perceel zelf moeten zorgen (herstel eiken-berkenbos).

## 5.3 Protocol

In wat volgt wordt op basis van de ervaringen opgedaan tijdens dit project en de verschillende pilootprojecten een praktisch draaiboek uitgewerkt van een mogelijke respons op het vaststellen van stierkikkeraanwezigheid. Daarbij wordt de volledige keten van een (potentiële, ongecontroleerde) melding van stierkikker tot aan de keuze en uitvoering van een concrete beheermaatregel gevolgd. Hierbij wordt een overzicht gegeven van (mogelijke) verantwoordelijkheden, te betrekken adviserende of uitvoerende instanties, enz. Ten slotte wordt een beslissingskader aangereikt om in specifieke situaties en rekening houdend met de voor- en nadelen van verschillende beheer/bestrijdingsmethodes een onderbouwde keuze te maken. Per methode worden efficiëntie en eventuele praktische aandachtspunten besproken.

### 5.3.1 Early warning

Figuur 80: Flowchart deel early warning.

Wanneer er een waarneming binnenkomt via de gekende kanalen, www.waarnemingen.be of www.waarneming.nl zal deze onderzocht worden door de beheerder (amfibieënexperts) van de website op correctheid. Naast de aanwezigheid van stierkikkers wordt er ook onderzocht hoe de eigendomssituatie in elkaar zit. Bij een vermoeden van aanwezigheid of als er in de omgeving (< 2500 m) reeds bekende 'besmette' vijvers aanwezig zijn, zal toestemming gevraagd worden aan de eigenaar om verder onderzoek van de situatie uit te voeren. Na het verkrijgen van toestemming zal een uitgebreider onderzoek plaatsvinden ter controle van de populatie samenstelling/dichtheid en om een beeld te krijgen op de eigenschappen van de vijver. Om de populatie dichtheid efficiënt te verkrijgen word er best, indien mogelijk, 1 dubbele schietfuik gedurende 24u geplaatst, deze vangst geeft een goed beeld van de populatiedichtheid larven in de vijver. Gelijktijdig word dan ook de diepte van de vijver, de dikte van de sliblaag en het profiel van de bodem bepaald (Figuur 80).

Als de aanwezigheid van stierkikkers bevestigd is, zal er bepaald moeten worden wie verantwoordelijk is voor de bestrijding van de deze populatie.

Bij afwezigheid van de stierkikker in deze locatie en vijvers in de omgeving zal er geen actie volgen.

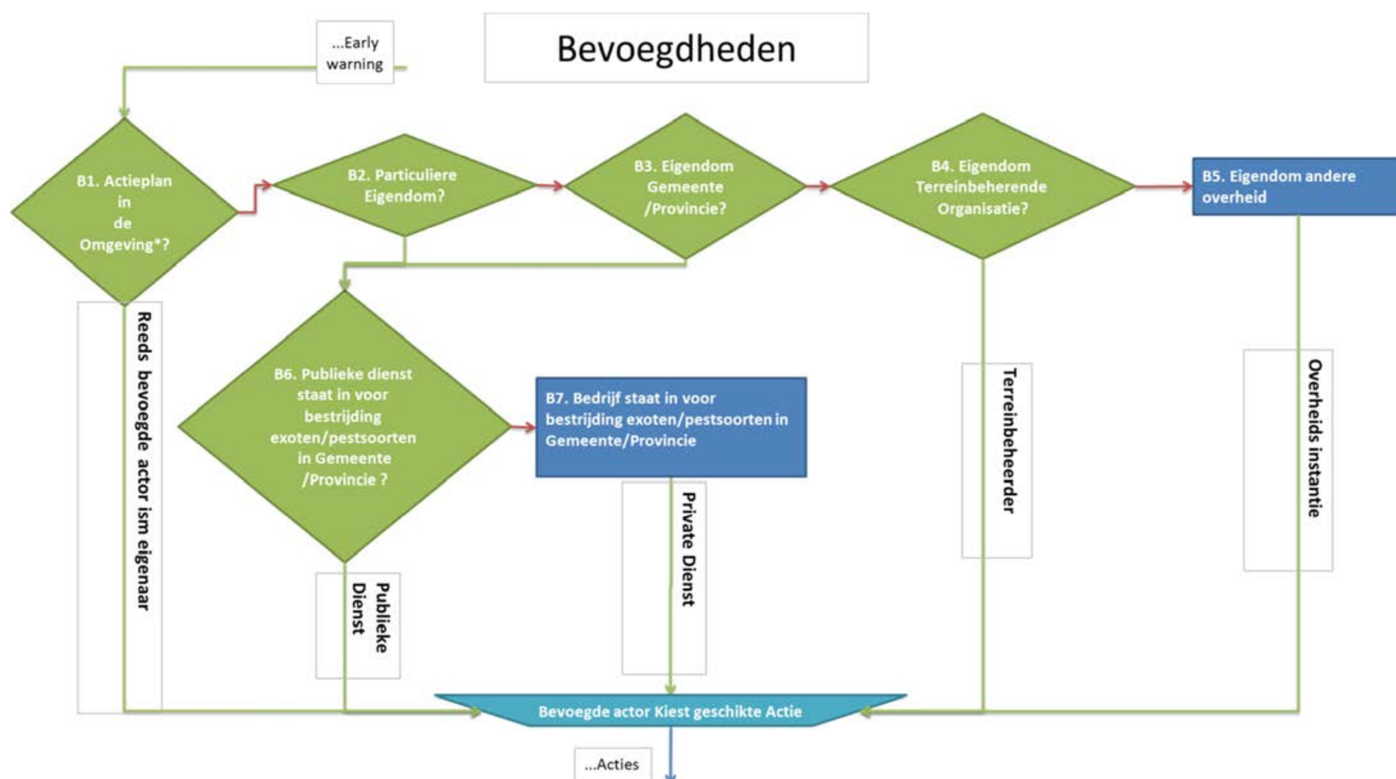
Alle bevindingen, inclusief incorrecte meldingen, worden steeds teruggekoppeld naar een centraal overzichtsorgaan, idealiter zou dit een overheidsinstantie zijn, bv. ANB. Hierdoor kan er steeds een overzicht gehouden worden op de verspreiding van de soort in Vlaanderen.

### 5.3.2 Bevoegdheden

Als blijkt dat er reeds een actief actieplan in uitvoering is in de omgeving (< 2500 m) van deze nieuwe besmetting, dan zal deze nieuwe besmetting in dit actieplan opgenomen worden. De

verantwoordelijke van dit reeds actief actieplan neemt dan ook de verantwoordelijkheid voor de bijkomende acties op zich. De eigenaar van de nieuwe besmetting zou dan idealiter financieel over de brug moeten komen om de extra werken te financieren (Figuur 81).

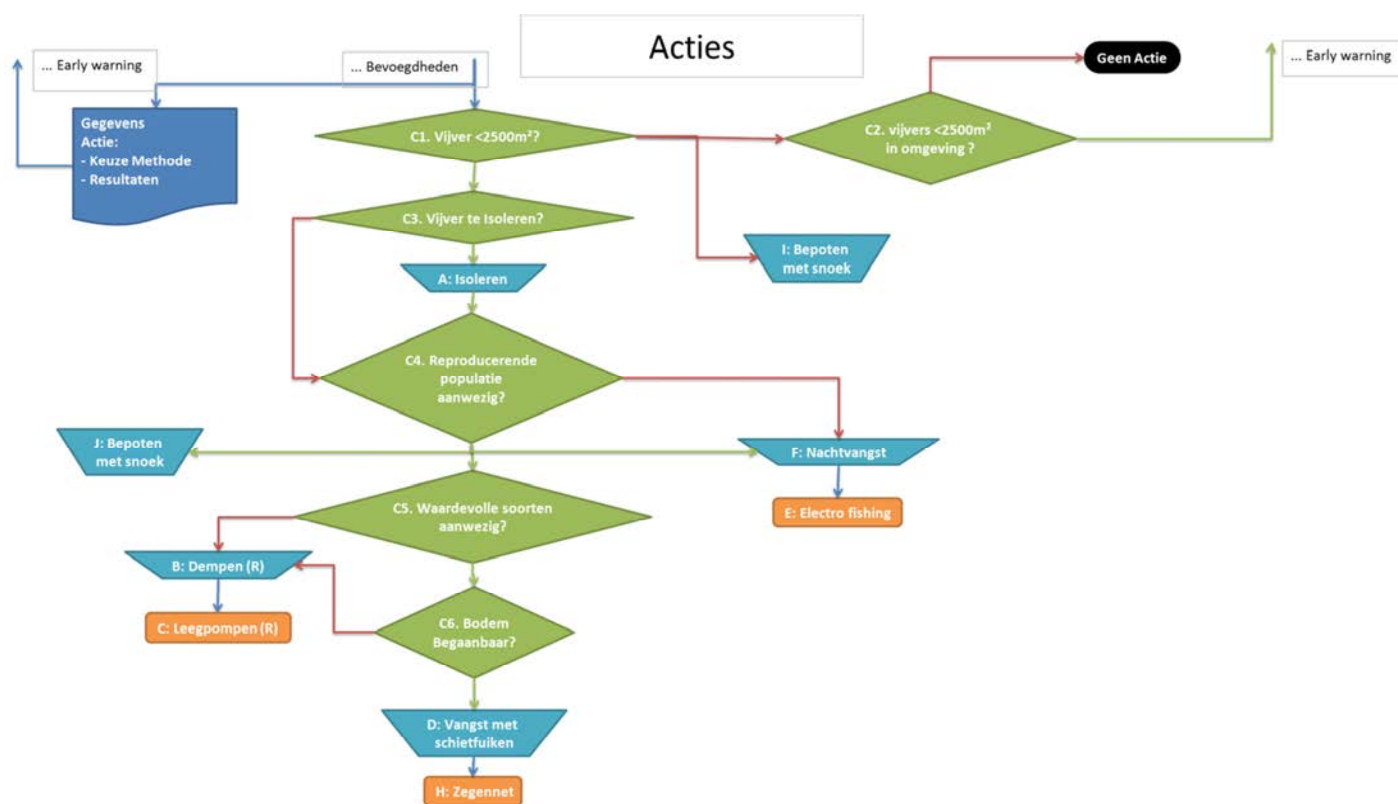
Als er geen actief actieplan in de omgeving is, is het opportuun dat de respectievelijke eigenaren instaan voor de acties ter bestrijding van de stierkikker op hun eigendom. Hier is wel geen wettelijke verplichting rond. Private eigenaren kunnen steeds beroep doen op de gemeente/provincie. De gemeente en/of provincie kan de werken dan indien nodig uitbesteden aan een sociaal economie bedrijf dat in de gemeente actief is inzake groenonderhoud. Andere terreinbeherende instanties zoals Natuurpunt en ANB zullen zelf moeten beslissen welke acties ze zullen toepassen.




Figuur 81: Flowchart deel bevoegdheden.

## 5.3.3 Acties

De bevoegde actor zal vervolgens moeten kiezen uit de beschikbare acties en een actieplan opstellen om de stierkikker aan te pakken (Figuur 82).




Figuur 82: Flowchart deel acties.

A. Isoleren ●●●●●

Indien mogelijk dient deze methode uitgevoerd te worden.

De vijver word rondom omsloten met een scherm van minstens 1 m hoog. Om de ± 25 m word een emmer ingegraven, aan de zijde van de vijver. De emmer worden minimaal 2-dagelijks gecontroleerd.

Deze omsluiting blijft het jaar rond staan, de emmers worden echter wel gedurende de winter afgesloten omdat de stierkikkers dan in winterslaap zijn.

Deze methode word best gecombineerd met andere methodes indien mogelijk.

Voor de uitvoering van deze methode is minimaal 1 werknemer benodigd.

Doelgroep: Postmetamorfen

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Passieve vangstmethode<br><br>Houdt stierkikker besmetting beperkt | Veel verspreide manuren (bv.: 2 werknemers dagelijks 1 u)<br><br>Relatief hoge kans op bijvangst<br><br>Langdurige methode |

B. Dempen ●●●●●

LET OP: Deze methode is nefast voor amfibieën, vissen en andere watergebonden organismen. De methode dient dan ook enkel uitgevoerd te worden als er geen of weinig waardevolle soorten meer

resteren. Methoden zoals vangst met fuiken, leegpompen enz. dienen uitgevoerd te worden om zo eventuele waardevolle soorten te vrijwaren.

Vooraleer er gedempt kan worden word best eerst het water uit de vijver gepompt (zie Leegpompen ●●●●●, blz. 141). De vijver word gedempt met aarde afkomstig van de oevers of van elders. De vijver word na deze werken best enkele jaren of voor altijd gedempt gelaten. Om te voorkomen dat de stierkikker zich verder verspreid (juvenielen & adulten die andere waterelementen opzoeken), wordt er best rekening gehouden met het volgende:

Deze methode is geschikt voor vijvers met weinig of geen permanent waterhoudende waterelementen in een straal van 3 km, van waaruit de vijver geherkoloniseerd kan worden of die kunnen dienen als een schuilplaats voor de ontsnapte stierkikkers. Een uitzondering op deze regel zijn:

- goed geïsoleerde vijvers waarin herkolonisatie onmogelijk is;

- permanent te dempen vijvers.

Voor de uitvoer van deze methode dienen de volgende vergunningen tijdig aangevraagd te worden:

- Vergunning grondverzet (Dempen)
- Milieuvergunning (Leegpompen)
- (Optioneel) Kapvergunning (Kappen van omstaande bomen en struiken)

Doelgroep: Pre – Metamorfen

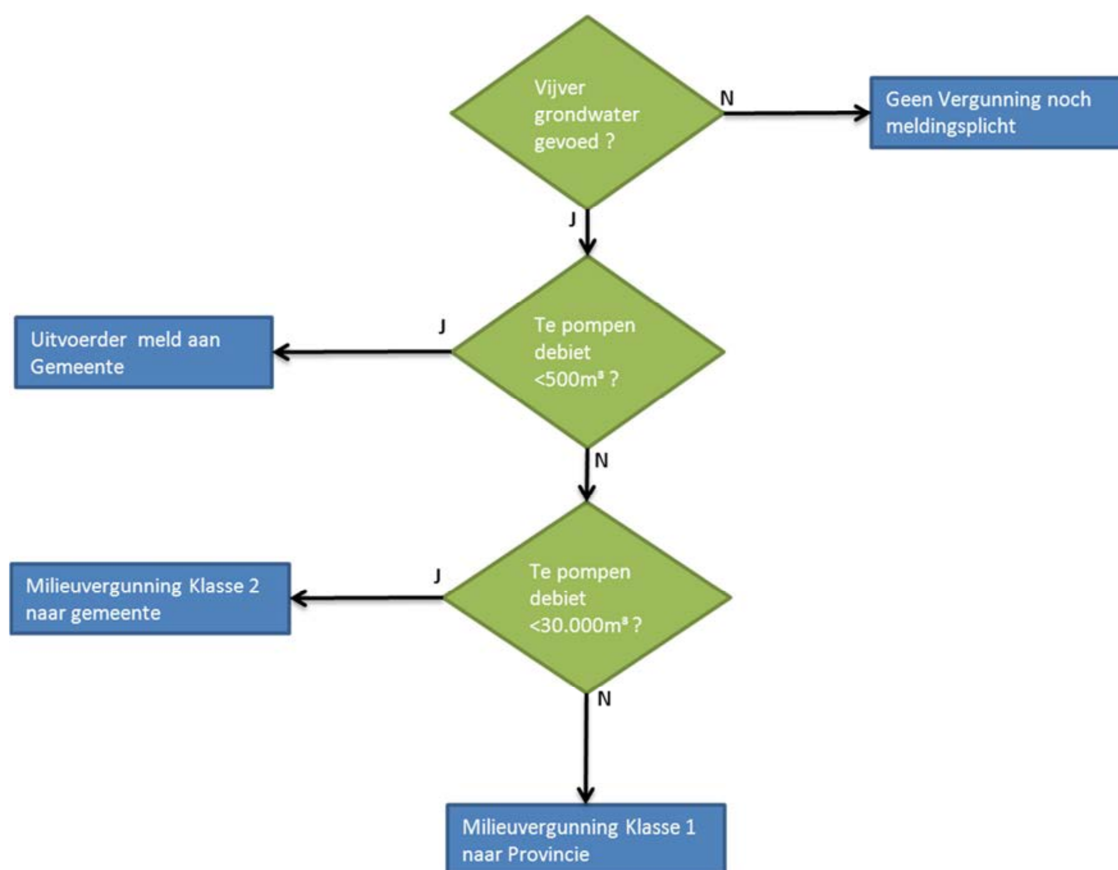
| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Effectief t.o.v. doelgroep<br><br>Vaste kost ongeacht populatiegrote<br><br>Eenmalige ingreep<br><br>Overal mogelijk (mits toestemming) | Veel nevenschade<br><br>Vergunningen benodigd<br><br>Ingrijpend op de omgeving<br><br>Kan de verspreiding in de hand werken |

C. Leegpompen ●●●●●

LET OP: Deze methode is nefast voor amfibieën, vissen en andere watergebonden organismen. De methode dient dan ook enkel uitgevoerd te worden als er geen of weinig waardevolle soorten meer resteren.

De vijver word leeggepompt met een vuilwaterpomp met een filterkop. De filterkop moet een maaswijdte hebben van 8 mm of kleiner, dit voorkomt dat de kleinste larven door de pomp in de beek of rivier terecht komen. Als het waterniveau voldoende gedaald is (tot ± 50 cm) worden alle takken en andere obstakels van de bodem verwijderd, zodat een zeggennet gemakkelijk over de bodem kan glijden. Vervolgens wordt er enkele keren met een zegennet door de waterkolom gewaad totdat er bijna geen stierkikkers of vissen meer gevangen worden. Gedurende deze periode wordt er verder gepompt. Eenmaal het water volledig weg is, wordt er nog enkele keren door de vijver gewandeld terwijl men de resterende stierkikkers en vissen manueel vangt. Best laat men de vijver hierna enkele dagen droogstaan vooraleer men ze terug laat vollopen.

De gevangen vissen (indien gewenst) worden tijdelijk ondergebracht in een andere vijver of viscontainer terwijl de gevangen stierkikkers en andere ongewenste soorten worden geëuthanaseerd.




Figuur 83: Protocol aanvraag milieuvergunning.

Voor de uitvoering van deze methode zijn minimaal 5 werknemers per 1500 m² benodigd.

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Effectief t.o.v. doelgroep<br><br>Vaste kost ongeacht populatiegrootte<br><br>Eenmalige ingreep | Nevenschade onvermijdelijk, maar minder dan dempen<br><br>Vergunningen benodigd<br><br>Niet overal mogelijk (o.a. invloed van grondwater)<br><br>Arbeidsintensief |

D. Vangst met schietfuiken 

In de ideale omstandigheden wordt de vijver opgedeeld in verschillende oeverzones van ieder minimaal 15 m lang. Per oeverzone word er een fuik voorzien indien het mogelijk is er een te plaatsen. Deze fuik word om de 24 u gecontroleerd, gevangen vissen worden vrijgelaten en gevangen stierkikkers geëuthanaseerd. In minder ideale omstandigheden (o.a. gebrek aan budget en materiaal) kan er gekozen worden voor de optimale locatie voor de fuik. Stierkikkers zijn aangetrokken tot fuiken met voldoende water- en oeverplanten in de directe omgeving. Als eenmaal een geschikte locatie gevonden is, is het niet nodig de fuik na iedere vangst te verzetten aangezien dit geen of weinig impact heeft op het vangstsucces.

De specificaties van de in het Invexo project gebruikte fuiken is als volgt:

- Hoogte van de eerste hoepel is 80 cm;
- Het tussennet is 80 cm hoog en 7 à 6 m lang;
- De maaswijdte is 8 mm;
- Ieder van de 2 fuikdelen bestaat uit 3 compartimenten, 3 hoepels per compartiment.

Het aantal fuiken is afhankelijk van de lengte van de oeverzone (1/15 m oeverzone) en de duur is afhankelijk van de populatie dichtheid (per fuik die 24 u uitstaat wordt ± 6 % van de resterende larvenpopulatie en 0,4 % van de resterende adulte populatie gevangen in een vijver van ± 2000 m²).

Voor de uitvoering van deze methode is minimaal 1 werknemer benodigd, optimaal zijn 2 werknemers nodig. 1 werknemer kan tussen de 6 en 8 fuiken per dag verwerken met 2 werknemers kan dit gemakkelijk oplopen tot 12.

Doelgroep: Pre - Metamorfen

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Effectief t.o.v. doelgroep<br><br>Weinig nevenschade<br><br>Passieve vangstmethode<br><br>Sporadische vangst postmetamorfen | Niet overal mogelijk (o.a. slecht begaanbare bodem)<br><br>Kostprijs afhankelijk van populatiegrootte<br><br>Moeilijk om de laatste stierkikker te vangen |

E. Electrovisserij ●●●●●

Doelgroep: Post & Pre - Metamorfen

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Vangt alle stadia | Niet overal mogelijk (o.a. slecht begaanbare bodem)<br><br>Kostprijs afhankelijk van populatiegrootte<br><br>Moeilijk om de laatste stierkikker te vangen<br><br>Kans op nevenschade reëel<br><br>Vergt ervaring<br><br>Actieve methode |

F. Nachtvangst ●●●●●

Gedurende de vroege avond word in groepjes van twee de oever, vanuit het water, voorzichtig afgegaan met een sterke lamp. Wordt een stierkikker gezien dan schijnt 1 van de 2 werknemers de stierkikker in de ogen terwijl de andere de stierkikker poogt te pakken. Het vangen kan op 2 manieren gebeuren, met een schepnet of met de handen. Het schepnet is handig voor de moeilijk te bereiken plaatsen (onder laag overhangende vegetatie) terwijl met de handen in de andere situaties het makkelijkste is.

Voor de uitvoering van deze methode zijn 2 werknemers benodigd.

Doelgroep: Postmetamorfen

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Weinig tot geen nevenschade | Niet overal mogelijk (o.a. slecht begaanbare bodem, dichte oevervegetatie)<br><br>Kostprijs afhankelijk van populatiegrootte<br><br>Moeilijk om de laatste stierkikker te vangen<br><br>Vergt ervaring<br><br>Actieve methode |

G. Chemische sterilisatie ●●●●●

Deze methode kan nog niet worden toegepast, de methode bevindt zich momenteel nog in een experimentele fase.

Deze methode staat nooit alleen, er is steeds een andere methode nodig om mannelijke stierkikkers te vangen. De meest efficiënte combinatie is het vangen met schietfuiken in combinatie met sterilisatie. Eenmaal gevangen word bisazir intramusculair ingespoten waarna de stierkikker terug geplaatst wordt in het aquatisch milieu. De terug geplaatste stierkikkers doen nu mee aan het paringsritueel van de soort zonder succes natuurlijk. Bovendien blijft kannibalisme een actieve methode om voedsel te vergaren.

Doelgroep: Post – Metamorfen, Enkel Adulten

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Passieve methode<br><br>Maakt gebruik van kannibalistische eigenschappen van de stierkikker<br><br>Zo goed als overal mogelijk | Relatief dure methode<br><br>Kans op nevenschade is reëel<br><br>Methode nodig om te steriliseren mannetjes te vangen |

H. Zegennet ●●●●●

De vijver wordt met een zegennet, aangepast aan de situatie (hoog & lang genoeg), door de vijver gewaad. Dit wordt enkele keren herhaald, totdat er geen stierkikkers meer gevangen worden.

In sommige situaties worden er best voorbereidingen getroffen vooraleer er met een zegennet door de kan vijver worden gewaad. Zo worden vijvers die te diep zijn best eerst gedeeltelijk leeggepompt (Zie C. Leegpompen ●●●●●, blz. 141), waterplanten worden best verwijderd net zoals takken en ander 'afval' dat op de bodem ligt.

Voor de uitvoering van deze methode zijn minimaal 3 werknemers benodigd, optimaal zijn 5 à 6 werknemers nodig.

Doelgroep: Pre - Metamorfen

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Effectief t.o.v. doelgroep<br><br>Weinig nevenschade<br><br>Sporadische vangst Postmetamorfen | Niet overal mogelijk (o.a. slecht begaanbare bodem)<br><br>Kostprijs afhankelijk van populatiegrootte<br><br>Moeilijk om de laatste stierkikker te vangen<br><br>Actieve methode<br><br>Arbeidsintensief |

I. Bepoten met snoek ●●●●●

Best worden de snoeken in het voorjaar als juveniel in hoge densiteiten (500 ind./ha) op de vijver gepoot.

Voor de uitvoering van deze methode is 1 werknemer voldoende.

Doelgroep: Pré - Metamorfen

| Voordelen | Nadelen |
|---|---|
| Passieve methode<br><br>Kwaliteit van het water kan verbeteren<br><br>Eenmalige ingreep | Bestrijding onwaarschijnlijk<br><br>Herkolonisatie inheemse amfibieën onwaarschijnlijk<br><br>Nevenschade |

De door het bevoegde actor gekozen acties worden opgenomen in een actieplan, dit actieplan wordt ter kennis gebracht van het centraal overzichtsorgaan. De resultaten van de acties worden ingevuld op formulieren die opgestuurd zullen worden naar het centraal overzichtsorgaan.

# 6 Communicatie en preventie

Mieke Hoogewijs & Jeroen van Delft

## 6.1 Aanpak

### 6.1.1 Informeren steden en gemeenten

In eerste instantie werden bij de start van Invexo de steden en gemeenten van de provincie Antwerpen via de regiovergaderingen van de Provincie Antwerpen geïnformeerd over het project en meer bepaald over de casus stierkikker. De Antwerpse gemeenten werden gevraagd alert te zijn voor eventuele meldingen door particulieren. De gemeenten kregen eveneens een infofolder (zie Bijlage 4, blz. 209) mee die ze verder naar hun bevolking konden verspreiden.

### 6.1.2 Informeren vijvereigenaars en inwoners

Een tweede belangrijke stap was een overleg met de burgemeester, schepenen en milieudienst van de stad Hoogstraten (29/03/2010) en de milieuraad van Hoogstraten (07/06/2010). In de casus stierkikker vormt Hoogstraten een belangrijke regio voor de bestrijding van stierkikker. In dit overleg was het de bedoeling om samen af te spreken op welke manier de particuliere eigenaars van de besmette vijvers gecontacteerd zouden worden. Er werd beslist om de eigenaars uit te nodigen op een infomoment. De eigenaars werden per brief uitgenodigd op dit infomoment (20/04/2010). Aan de hand van een presentatie werd hen de problematiek van de exoten uitgelegd en dieper ingegaan op het probleem van de stierkikker. De aanwezige eigenaars gingen na de uitleg akkoord om samen te werken. Om alle inwoners van de stad Hoogstraten op de hoogte te brengen werd er een artikel in de lokale infobladjes gepubliceerd. Via deze weg konden de inwoners kennis maken met deze invasieve exoot en werden ze opgeroepen meldingen van de soort door te geven.

In Hoogstraten bestond één van de bestrijdingsacties uit het dempen van een vijver, gekaderd binnen natuurherstel op het betreffende perceel (september 2012). Aangezien dit een ingrijpende maatregel is, was het dan ook heel belangrijk om de lokale bevolking hiervan eveneens op de hoogte te brengen. In de lokale infoblaadjes van de gemeente Hoogstraten werd aandacht besteed aan de geplande actie. Daarnaast werd er ook een infobrochure over de werken opgemaakt. De bedoeling was immers om de bewoners tijdig te informeren. Ook ter plekke, op de plaats van de werken, werd reeds voor de aanvang van de werken een infobord geplaatst om de passanten te informeren (Figuur 84).





Minder stierkikkers, meer natuur

Deze vijver van Natuurpunt wordt met de steun van de provincie Antwerpen gedempt. Dit is noodzakelijk om de invasieve uitheemse stierkikker te bestrijden. De Noord-Amerikaanse soort ontsnapte in onze streken uit tuinvijvers en kwam zo in de vrije natuur terecht. In Vlaanderen hebben stierkikkers geen vijanden en eten ze alles wat in hun grote bek past.

Ingrijpen
In veel gevallen volstaat het om de stierkikker (larven) weg te vangen met fuiken. Maar deze vijver is te diep.

Het dempen gaat als volgt te werk:
- Eerst verwijderen we de aanplanten van de kunstmatige dijken.
- Daarna dempen we de vijver met de grond van de dijken.
- Na de werken worden de perceelsranden beplant met een brede houtkant.

Na de bestrijding van de stierkikker in Hoogstraten, leggen we zelfs een nieuwe poel aan. Die dient als leefgebied voor vele planten en dieren, zoals boomkikker en kamsalamander.

De hoger gelegen naaldhoutaanplant ruimt plaats voor een eiken-berkenbos. Een deel bos mag spontaan verbossen via zaad uit de omgeving. Een ander deel wordt aangeplant met zomereik. Hierdoor krijgt de natuur opnieuw alle kansen.

INVEXO
De stierkikker staat op de zwarte lijst van invasieve uitheemse soorten in België. De lijst somt 20 verboden planten en dieren op die een gevaar vormen voor inheemse fauna en flora. Om verdere verspreiding tegen te gaan startten Belgische en Nederlandse partners het Interreg-project INVEXO (www.invexo.eu). Het project onderzoekt hoe invasieve exotische soorten zoals de stierkikker het best bestreden worden.

Meer informatie?
Natuurpunt
Bart Hoeymans, 0479-79 93 61
bart.hoeymans@hotmail.com,
Provincie Antwerpen
Mieke Hoogewijs, 03-240 66 87
mieke.hoogewijs@admin.provant.be

Figuur 84: Infobord bij de te dempen vijver.

milieu | 7

Minder stierkikkers, meer natuur



In het natuurgebied De Aschputten in Hoogstraten wordt in de zomer een vijver gedempt. Dat lijkt een vreemde maatregel in een natuurgebied. De ingreep is noodzakelijk om het natuurlijk evenwicht in het gebied te kunnen herstellen. De vijver van Natuurpunt zit immers vol stierkikkers. Later komt er een nieuwe poel.

"De stierkikker komt uit Noord-Amerika", zegt Bart Hoeymans van Natuurpunt. "Hij werd eerst in West-Europa ingevoerd voor de kweek van kikkerbillen. In de jaren 90 werden de larven verkocht aan vijvereigenaars. De stierkikkers zijn uit die privévijvers ontsnapt naar de vrije natuur. Stierkikkers zijn grote beesten, ze worden tot 23 cm lang. Het zijn veelvraten met een grote bek. Ze eten inheemse amfibieën, maar ook kuikens van watervogels, knaagdieren en hagedissen. Ze verspreiden ook een schimmel en een virus die schadelijk kunnen zijn voor andere amfibieën. In Noord-Amerika heeft de stierkikker vijanden als krokodillen en grote schildpadden, in onze streken kunnen ze zich ongestoord voortplanten."



In Hoogstraten is er voorplanting in meerdere vijvers. Enkele vijvers zijn al succesvol aangepakt. De vijver van Natuurpunt zal gedempt worden met de steun van de provincie Antwerpen en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. De actie is ook een deel van een samenwerking tussen Vlaanderen en Nederland (Invexo-project).

"Meestal vangen we de larven met fuiken", zegt Hoeymans. "Maar deze vijver is te diep en te groot om zo alle larven te vangen. Daarom pakken we het hier anders aan. Eerst verwijderen we de aanplant op de dijken rond de vijver, die ontstaan zijn bij het graven ervan. Dan pompen we het water weg. Vissen en stierkikkers worden gevangen, gesorteerd en geteld. De stierkikkerlarven worden pijnloos gedood in een overdosis van een verdovingsmiddel. Daarna dempen we de vijver met de grond van de dijken. Op de perceelgrenzen komt een houtkant. Op het hoger gelegen stuk zullen de naaldbomen plaats maken voor eiken, berken en zomereiken. Als de stierkikker in Hoogstraten op termijn verdwenen is, leggen we een nieuwe poel aan, een nieuw leefgebied voor vele planten en dieren, zoals de kamsalamander en boomkikker."

Meer info | www.invexo.be | Milieudienst | 03 340 19 47

**Stierkikker gehoord of gezien??**

Meld je waarneming via de milieudienst of op waarnemingen.be. Elke nieuwe vindplaats van een stierkikker wordt onderzocht en kan ons meer informatie geven over de verspreiding en het voorkomen van de dieren.

Figuur 85: Artikel in lokaal infoblad van de stad Hoogstraten.

Op 23 mei 2011 ging er een overleg door met de gemeente Arendonk. Ook daar komt een geïsoleerde populatie stierkikker voor en was het nodig om concrete afspraken te maken en de particuliere vijvereigenaars op de hoogte te brengen.

## 6.1.3 Early Warning en vorming van waarnemers

Vroegtijdige signalisatie van aanwezige stierkikkers is heel belangrijk. Daarom werd er ook voor gekozen om zoveel mogelijk mensen op de hoogte te brengen van de stierkikkerproblematiek. Eind mei 2010 werd er door RAVON een studiedag georganiseerd in het kader van het opstarten van een Early Warning Systeem (28/05/2010) (zie ook 4.1.2 Nederland, blz. 95). Op dit overleg werden eveneens de milieu- en duurzaamheidambtenaren van de provincie Antwerpen en de rattenvangers uitgenodigd. De persaandacht voor deze workshop was groot. Er werd dan ook van de gelegenheid gebruik gemaakt om te melden dat waarnemingen van stierkikkers konden doorgegeven worden op www.waarnemingen.be of www.waarneming.nl of www.telmee.nl.

In Vlaanderen was de ANKONA-ontmoetingsdag (Antwerpse Koepel voor Natuurstudie) een uitgelezen moment om natuurstudiemensen kennis te laten maken met de casus stierkikker (11 februari 2012). Er werd hen eveneens gevraagd op terrein alert te zijn voor deze soort en waarnemingen tijdig door te geven.

Tijdens het project werd heel wat praktijkkennis opgedaan. Een belangrijk aandachtspunt was deze kennis te delen. Op 24 april 2012 werd een stierkikkerstudie- en praktijkdag georganiseerd. De gebruikte bestrijdingsmethoden (dubbele schietfuiken) werden op het terrein gedemonstreerd. Na de demonstratie konden geïnteresseerde deelnemers de methode zelf uitproberen. De deelnemers leerden er o.a. op welke manier de fuiken het best konden opgesteld worden. Deze dag was bedoeld voor beheerders in de ruime zin van het woord: provinciale en gemeentelijke

natuurarbeiders, rattenvangers, natuurwerkers uit de sociale economie, gemeentelijke groenarbeiders, groenambtenaren, milieuambtenaren, ANB terreinmedewerkers, enz.




Figuur 86: ANKONA-ontmoetingsdag 2012.



Figuur 87: Stierkikkerstudie- en praktijkdag.

## 6.1.4 Persaandacht en publiekssensibilisatie

Op 5 juli 2010 vond het persmoment van Invexo plaats waarop stierkikker veel aandacht kreeg. Particulieren werden erop gewezen voorzichtig om te springen met invasieve exoten en het vrijlaten van huisdieren in de natuur. Onder de slagzin *Voorkomen is beter dan genezen* werd de aandacht erop gevestigd geen planten en dieren in de natuur los te laten.

Ondertussen verschenen ook allerhande vulgariserende artikelen in tijdschriften (o.a. ANTenne) m.b.t. Invexo algemeen en stierkikker in het bijzonder.

Dinsdag 19 en 26 oktober 2010 werd er op de nationale zender CANVAS een documentaire uitgezonden 'Biodiversiteit in België'. Ook hier heeft de casus stierkikker aandacht gekregen.

In de volgende paragraaf wordt een overzicht gegeven van de verschillende communicatie-outputs.



Figuur 88: stierkikker in het vtm-programma De Stip (zender VTM), juli 2010.

## 6.2 Overzicht van vulgariserende communicatieoutput

| | | | |
|---|---|---|---|
| Herkenningsfiches | | Provincie Antwerpen<br>Ravon<br>Natuurpunt Studie | |
| Studiedagen | Early Warning Systeem (28/05/2010). | RAVON | |
| | ANKONA ontmoetingsdag 11 februari 2012 (Provincie Antwerpen): 'Klimaatverandering: tendens van inheemse naar uitheemse soorten?' | Invexo project - bestrijding van de stierkikker of brulkikker (Gerald Louette, INBO en Alain De Vocht Universiteit Hasselt, Provinciale Hogeschool Limburg) | |
| Praktijkdag stierkikkerbeheer | 24/04/2012 | In Balen | |
| Artikels | Hoogstraten en Arendonk bestrijden de stierkikker. | zOOm, jul/aug/sep 2012 | |
| | Minder stierkikkers, meer natuur | Info'zine Hoogstraten, april 2012 | |
| | Minder stierkikkers, meer natuur | De Hoogstraatse Maand | |
| | Minder stierkikkers, meer natuur | zOOm, jan:feb/maart 2013 | |
| TV | Invexo-persmoment m.b.t. stierkikker op NOS 8-uur Journaal | NOS, 5/07/2010 | |
| | Nieuws-item over stierkikker | RTV (Kempen), 05/07/2010 | |
| | stierkikker rukt op in grensstreek - België verklaart brulkikker de oorlog | Brabant10, 07/07/2010 | |
| | Internationale samenwerking bestrijding 'Grote waternavel' en 'Stierkikker' | tvschijndel.nl, 07/07/2010 | |
| | Lawaaierige stierkikkers | De STIP, VTM, 14/07/2010 | |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | L1 TV, 05/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Madiwodo-show Paul de Leeuw, 05/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Jeugdjournaal, 06/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | RTL Nieuws, 07/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Hart van Nederland, 07/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker | Nieuwsbericht, KlasseTV, 19/10/2010 | |
| | Biodiversiteit in België | Canvas, 19 & 26/10/2010 | |
| | Kris Verdonck tussen de exoten | Canvas, Cobra tv, 01/05/2011 | |
| Brochure | Minder stierkikkers, meer natuur | Dempen van de vijver | |
| Infobord | Aan natuurgebied de Aschputten in Hoogstraten | Dempen van de vijver | |
| Radio | Verschillende interviews naar aanleiding van de studiedag van RAVON (mei 2010) en het persmoment van 5 juli 2010 | Zowel Vlaamse als Nederlandse zenders | |
| | Verscherpte grensbewaking tussen België en Nederland | Feyten of Fillet, Radio 1, 28/05/2010 | |
| | Interview over stierkikker | Vroege vogels, Radio 1, 30/05/2010 | |
| | Exotische dieren uitroeien? | Peeters en Pichal, Radio 1, 31/05/2010 | |
| | item in het nieuws | VRT-radio 05/07/2010 | |
| | Ook Belgen bestrijden de brulkikker | NOS, 05/07/2010 | |
| | Overleg over exotische planten en dieren | L1NWS, 05/07/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker | Koen en Sandersshow. Radio 3FM, 07/07/2010 | |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | De stierkikker slaat toe | De Ochtend, Radio 1, 09/08/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Radio 3FM, NOS Radio 1, 05/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Omroep Gelderland radio, Omroep MAX, 06/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Radio 2, 11/10/2010 | |
| | Nieuw gekwaak | Vroege vogels, Radio 1, 26/12/2010 | |
| | Jacht op Baarlose brulkikker | KRO, Radio 1, 20/04/2011 | |
| | Interview met Edo Goverse: brulkikker is immens groot en kan veel eten. | NOS Radio 1, 20/04/2011 | |
| | Interview met Edo Goverse over wegvangen brulkikker | Omroep Gelderland, 21/04/2011 | |
| | Wat staat er op de agenda - Dag van openbare ruimte, naar aanleiding van presentatie over stierkikker tijdens Provinciale Milieudag Antwerpen | Radio 2 Antwerpen, 21/06/2011 | |
| Krantenartikelen | Overheid voert strijd tegen exoten op. | De standaard, 9/04/2010 | Bijlage … |
| | Amfibieën sterven uit | Gazet Van Antwerpen, 27/04/2010 | |
| | Actie tegen opmars van stierkikker | De Gelderlander, 06/07/2010 | |
| | Meerkikker kwaakt u lachend wakker | De Standaard, 06/07/2010 | |
| | Grensoverschrijdende strijd tegen de stierkikker | De Standaard, 06/07/2010 | |
| | Vlaanderen bindt strijd aan met stierkikker | Laatste Nieuws, 06/07/2010 | |
| | Start internationaal gevecht tegen stierkikker | Trouw, 06/07/2010 | |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | Actie tegen invasie brulkikker | De Telegraaf, 06/07/2010 | |
| | Bestrijding exoten kost miljoenen euro's | BN de stem, 06/07/2010 | |
| | Toch Niet zo leuk voor in de vijver (1), stierkikker. | NRC Next, 13/07/2010 | |
| | Speuren naar de oprukkende brulkikker. | NRC, 14/07/2010 | |
| | Alarm: brulkikker in Baarlo | De Limburger, 05/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | AD, 06/10/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | De Telegraaf, 07/10/2010 | |
| | Iééép… plons en weg is-ie | De Limburger, 15/10/2010 | |
| | Tienduizend brulkikkervisjes in vijver Baarlo | De Limburger, 14/04/2011 | |
| | Op brulkikkerjacht in Baarlo | De Limburger, 15/04/2011 | |
| | *Rana catesbeiana*: loeiend als een rund, vraatzuchtig en ziekte-verspreidend amfibie | Trouw, 21/04/2011 | |
| | Nieuwe aanpak in strijd tegen brulkikkers | Het Laatste Nieuws (Kempen), 22/04/2011 | |
| | Jacht op brullkikker geopend in Limburg | Het Nieuwsblad (Limburg), 22/04/2011 | |
| | Deze exoot moet dood | De Volkskrant, 20/08/2011 | |
| | Baarlose brulkikker gedood | Limburgs-Dagblad, 21/10/2011 | |
| Internet | item Start internationaal gevecht tegen stierkikker | Trouw.nl, 05/07/2010 | |
| | Ook België pakt brulkikker aan | NOS.nl, 05/07/2010 | |
| | Actie tegen opmars waternavel en stierkikker | RTLnieuws.nl, 07/07/2010 | |

| | | | |
|---|---|---|---|
| | Actie tegen stierkikker en waternavel | Mobiel.nu.nl, 07/07/2010 | |
| | Actie tegen stierkikker en waternavel | Nujij.nl, 07/07/2010 | |
| | Start internationaal gevecht tegen brulkikker | Nieuws.nl, 07/07/2010 | |
| | Amerikaanse brulkikker in Baarlo | Nu.nl, De Pers.nl, De Volkskrant.nl, Dieren.blog.nl, Groene ruimte.nl, Hart van Nederland.nl, Headlinez.nl, Kranten-Limburg.nl, L1 Nieuws.nl, e.a. 05/10/2010 | |
| | Tienduizend brulkikkervisjes in vijver Baarlo | Limburger.nl, 14/04/2011 | |
| | brulkikker met succes geruimd | RU.nl, 20/04/2011 | |

## 6.3 Overzicht van wetenschappelijke output

### 6.3.1 Wetenschappelijke publicaties

Adriaens T., Devisscher S., Speybroeck J. & Louette G. 2011. Gewone pad in amplexus met exotische stierkikker. Natuur.focus 10: 83-84.

Adriaens T., Louette G., Devisscher S., Hoogewijs M. & Jooris R. 2010. Eerste ervaringen met beheer van stierkikkers in de provincie Antwerpen. Antenne 4: 32-37.

Louette G. 2012. Use of a native predator for the control of an invasive amphibian. Wildlife Research 39: 271-278.

Louette G. 2012. Use of a native predator for the control of an invasive amphibian. FrogLog 20 (2): 34.

Louette G., Devisscher S. & Adriaens T. 2013. Control of invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus* in small shallow water bodies. European Journal of Wildlife Research. DOI 10.1007/s10344-012-0655-x.

Louette G., Devisscher S. & Adriaens T. 2012. Control of invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus* in small shallow water bodies. FrogLog 20 (5): 63-64.

Louette G., Devisscher S., De Vocht A., Hoogewijs M., Jooris R. & Adriaens T. 2012. De stierkikker in Vlaanderen – Naar een gericht beheer van een invasieve exoot. Natuur.focus 11: 144-149.

Louette G., Devisscher S., Adriaens T. in voorbereiding. Combating invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus*.

Martel A., Adriaensen C., Sharifian-Fard M., Vandewoestyne M., Deforce D., Favoreel H., Bergen K., Spitzen-van der Sluijs A., Devisscher S., Adriaens T., Louette G., Baert K., Hyatt A., Crameri S., Haesebrouck F. & Pasmans F. 2012. The novel '*Candidatus* Amphibiichlamydia ranarum' is highly prevalent in invasive exotic bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*). Environmental Microbiology Reports. DOI: dx.doi.org/10.1111/j.1758-2229.2012.00359.x.

Martel A., Adriaensen C., Spitzen-van der Sluijs A., Louette G., Baert K., Crombaghs B. & Pasmans F. in voorbereiding. Invasive bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) in Belgium and The Netherlands are no significant source of zoonotic agents and extended-spectrum beta-lactamase producing *Escherichia coli*.

Sharifian-Fard M., Pasmans F., Adriaensen C., Devisscher S., Adriaens T., Louette G. & Martel A. 2011. Ranavirosis in invasive bullfrogs, Belgium. Emerging Infectious Diseases 17: 2371-2372.

### 6.3.2 Thesissen en stageverslagen

De Naegel A. 2011. Verspreiding van de stierkikker (*Rana catesbeiana*) in functie van de waterkwaliteit. Bachelor Agro- en biotechnologie KHK, 62 pp.

Dehertefelt H. 2011. Verkennend onderzoek naar mogelijkheden voor beheer van stierkikkerpopulaties in Vlaanderen. Bachelor Agro- en biotechnologie KHK, 71 pp.

Jambon W. 2011. Invexo project stierkikker (*Lithobates catesbeianus*). Hogeschool Gent Departement biowetenschappen en landschapsarchitectuur.

## 6.3.3 Verwante rapporten

Crombaghs B.H.J.M. 2012. De brulkikker in Baarlo – Eliminatie van een populatie brulkikkers *Lithobates catesbeianus* in een particuliere parktuin in Baarlo. Natuurbalans – Limes Divergens BV, Nijmegen, 27 pp.

Creemers R. 2011. Brulkikkers in Baarlo 2010-2011. RAVON 24 pp. + bijlage.

Goverse E., Creemers R. & Spitzen-van der Sluijs A. 2012. Case study on the removal of the American bullfrog in Baarlo, the Netherlands. RAVON, 31 pp.

Spitzen-van der Sluijs A. & Zollinger R. 2010. Risk Assessment on the American bullfrog and the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. A report by RAVON for Invasive Alien Species Team (TIE), Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, Nijmegen, The Netherlands.

Spitzen-van der Sluijs A., Zollinger R., Bosman W., van Rooij P., Clare F., Martel A. & Pasmans F. 2010. Short report *Batrachochytrium dendrobatidis* in amphibians in the Netherlands and Flanders (Belgium). Stichting RAVON, Nijmegen.

## 6.3.4 Lezingen

Louette G. 2012. In de strijd tegen de stierkikker. JNM zomercongres, Bornem, 26 juli 2012.

Louette G. & De Vocht A. 2012. Invexo project – bestrijding van de stierkikker. ANKONA studiedag 2012, Antwerpen, 2 februari 2012.

van Delft J. 2012. De Amerikaanse brulkikker in Nederland: wees waakzaam! Netwerkbijeenkomst van Bijzondere Opsporingsambtenaren van West- en Midden-Brabant. Juni 2012.

## 6.3.5 Posters

Creemers R., Goverse E. & van Delft J. 2010. Detection and eradication of invasive herpetofauna species in the Netherlands. 16$^{th}$ European Congress of Herpetology, Societas Europaea Herpetologica (SEH), Luxemburg/Trier.

Devisscher S., Adriaens T. & Louette G. 2012. Habitat restoration of small and shallow water bodies as a management measure for invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. 7$^{th}$ European Conference on Biological Invasions, Pontevedra, Spanje, 12-14 September 2012.

Devisscher S., Adriaens T., Dehertefelt H. & Louette G. 2010. Bullfrog *Lithobates catesbeianus* management in Flanders (B) using double fyke nets. Séminaire – Gestion des espèces invasives en milieu aquatique, Parijs, Frankrijk, 12-14 oktober 2010.

Louette G., Devisscher S. & Adriaens T. 2012. Control of invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus* in small shallow water bodies. 7$^{th}$ European Conference on Biological Invasions, Pontevedra, Spanje, 12-14 September 2012.

Louette G., Devisscher S. & Adriaens T. 2012. Management of invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus* in small and shallow water bodies. 3$^{rd}$ ECCB, Glasgow, Scotland, 28-1 August 2012.

Martel A., Adriaensen C., Sharifian-Fard M., Spitzen-van der Sluijs A., Louette G., Devisscher S., Adriaens T., Baert K., Crombaghs B., Haesebrouck F. & Pasmans F. 2012. Pathogen detection in invasive bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) in Belgium and The Netherlands. EWDA conference, Lyon, France, 22-27 July 2012.

## 6.4 Preventie

Voorkomen is beter dan genezen. Investeringen in bestrijdingsacties zijn nutteloos indien zich tegelijk nieuwe introducties blijven voordoen. Tijdens het project werden op regelmatige basis gerichte communicatieacties opgezet naar natuur- en dierenliefhebbers, beleidsmakers, beheerders en het brede publiek toe om de aanschaf en het houden van de soort te ontmoedigen en ontsnappingen naar de natuur te voorkomen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van verschillende kanalen, zoals gesproken, geschreven en visuele media. Daarnaast werden infosessies, workshops en studiedagen georganiseerd. De belangstelling hiervoor was opmerkelijk groot, daar niet enkel op initiatief van het projectconsortium informatie werd verspreid, maar ook vragen vanuit het publiek naar het projectteam toe kwamen. Dat het thema van invasieve soorten momenteel hoog in de mediabelangstelling staat, alsook het soms spectaculaire verhaal rond stierkikker, speelt hierbij zeker een rol.

# 7 Besluit

Tot voor de start van dit project was van enige bestrijding van stierkikker in Vlaanderen en Nederland geen sprake. De enige uitzondering hierop was de verwijdering van een populatie in een tuinvijver te Breda begin de jaren 1990. Meldingen van stierkikker werden deels door amfibieënwerkgroepen verzameld, zonder hiervoor echter gestructureerd natuurliefhebbers op te leiden en te mobiliseren. Bovendien was er slechts gefragmenteerde informatie beschikbaar over de verschillende aspecten die essentieel zijn voor een goed exotenbeheer. Deze studie heeft deze lacunes grotendeels opgevuld, en brengt een globaal overzicht van reeds gepubliceerde informatie over de soort (ecologie, impact, bestrijding, introductiehistoriek, wetgeving) aangevuld met het identificeren van hiaten. Deze informatie zal als startbasis dienen voor het opstellen van een risicoanalyse in functie van een Belgisch import- en exportverbod, voor het optimaliseren van bestrijdingsmethoden waarbij rekening gehouden wordt met draagvlak en kostenefficiëntie, en voor het opzetten van een modelaanpak bij operationalisering. Dit in de grensregio uitgewerkte draaiboek laat een opschaling van de bestrijding toe naar een ruimer geografisch gebied.

Communicatie over verschillende aspecten, zoals sensibilisering van aanschaf en houden, melden van waarnemingen, manieren van doden, werden breed opgezet via verschillende media en goed onthaald bij het publiek en doelgroepen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de projectwebsite www.invexo.eu (.nl/.be) die de burger blijvend zal informeren, een meldingssysteem voor waarnemingen (www.waarnemingen.be en www.waarneming.nl), en een netwerk van waarnemers dat snel valt te mobiliseren om gebieden te inventariseren en verspreidingskaarten te maken.

Het onderzoek naar ecologie en bestrijding bracht belangrijke informatie aan voor het identificeren van geschikte en betaalbare bestrijdingsmethoden. Hieruit werd een draaiboek ontwikkeld dat voor elk startscenario een advies geeft aan het beleid/beheer om acties uit te voeren. Zo kunnen geïsoleerde populaties (zoals Hoogstraten, Arendonk en Baarlo) best integraal aangepakt worden waarbij op korte termijn (enkele jaren) intensief (alle haarden samen) naar uitroeiing wordt gestreefd. Het gebruik van dubbele schietfuiken kan hierbij een goede kostenefficiënte maatregel zijn. Indien opportuun kan ook geopteerd worden voor een bijkomende isolatie van de voortplantingsgebieden door omheinen waarna een tijdelijke drooglegging kan volgen met afsleping van aanwezige stierkikkers. Een volledige demping van vijvers kan eveneens tot de mogelijkheden behoren, mits het incalculeren van hogere kosten en een lager draagvlak bij de bevolking. Nazorg de opvolgende jaren is essentieel opdat dat de voortplanting niet opnieuw start en aanvullend eventueel achtergebleven individuen kunnen worden verwijderd. Bij de aanleg van en het vergunningenbeleid in functie van nieuwe poelen in de omgeving van haarden, dient tijdelijke drooglegging van de nieuwe poel als randvoorwaarde opgenomen te worden om verdere verspreiding van stierkikker niet in de hand te werken. In geconnecteerde populaties (zoals de Grote Netevallei) is uitroeiing wellicht geen haalbare kaart meer. Een versnipperde eigendomsstructuur en veel hogere kosten bemoeilijken deze doelstelling. Hier kan eerder geopteerd worden voor grootschalig habitatherstel waarbij de stierkikkerpopulaties worden gecontroleerd tot een aanvaardbaar niveau (geen dominantie van stierkikker in de vijvers). Bovendien zal niet alleen stierkikker effecten ondervinden van dit beheer, maar zal de gehele biodiversiteit een positieve invloed ondervinden. Het opzetten van dit habitatherstel is bij private eigenaars echter slechts haalbaar op vrijwillige basis, en vraagt om gerichte communicatie naar hen toe met eventueel financiële ondersteuning voor uitvoering. Bij terreinbeherende verenigingen (overheid en ngo's) zou habitatherstel als standaardbeheermaatregel (Van Uytvanck & De Blust) opgenomen moeten zijn in de plannen voor het beheer van hun natuurpatrimonium, om de globale biodiversiteit van ondiepe, stilstaande wateren te garanderen. Eventueel kan aan de rand van deze geconnecteerde populaties een verdere verspreiding bemoeilijkt worden door toch actief weg te vangen. Hier kunnen dubbele schietfuiken eveneens dienst doen om migrerende individuen te onderscheppen of recent ontstane populaties te verwijderen. Verstoring van voortplanting via

sterilisatie van adulte mannetjes kan eveneens perspectieven bieden. Verder onderzoek naar een technische operationalisering alsook maatschappelijk draagvlak is aanbevolen.

Het pilootproject naar operationalisering waarbij verschillende betrokkenen actief samenwerken, biedt perspectieven naar de toekomst. Een coördinerende rol bij een overheid die het overzicht bewaakt van de acties die dienen te gebeuren volgens een vooraf uitgedokterd scenario, een uitvoerende rol bij de verantwoordelijke overheid/ngo/private persoon volgens de meest geschikte methode aangereikt door de wetenschap/overheid, en een toelating van de vijvereigenaar om acties (te laten) uitvoeren, kan toegepast worden op meerdere locaties in Vlaanderen/Nederland. Een overzicht van verantwoordelijkheden, kosten en draagvlak werd via dit pilootproject in kaart gebracht, en werd algemeen positief onthaald door de verschillende actoren.

De resultaten uit dit project ondersteunen het beleid bij het opzetten van een kader rond en het aanreiken van detailinformatie over de bestrijding van invasieve soorten in het algemeen en stierkikker in het bijzonder. Verschillende facetten bij het exoten/stierkikkerbeleid worden concreet gemaakt, zoals het opzetten van een afwegingskader, het ontwikkelen van een communicatiestrategie, het samenbrengen van informatie over verspreiding, snelle detectie, gegevens over impact van de soort, geschikte bestrijdingsmethoden, kosten en mogelijke aanpak voor operationalisering. Meer bepaald blijkt uit de studie dat een draagvlak aanwezig is bij het publiek voor te ondernemen acties, wordt snelle detectie en verspreidingsinformatie verzekerd via een nieuw opgezet communicatiesysteem, zijn kostenefficiënte acties ontwikkeld en is een draaiboek beschikbaar gemaakt dat de meest optimale aanpak adviseert bij verschillende scenario's. Wanneer het beleid deze informatie oppikt en nog een aantal onduidelijkheden in de wetgeving kan wegwerken, kan op korte tijd een operationeel programma gestart worden. Hiertoe dient het wetgevend kader verder verduidelijkt (wie draagt bestrijdingskosten, toelating betreding terreinen, verbod op aanschaf en houden van de soort, sensibilisering publiek), dient het toekennen van vergunningen bij bestrijding vereenvoudigd te worden (doden dieren, leegpompen of dempen vijvers) en is een adequate handhaving prioritair.

De praktische toepassing is nieuw, vermits in het verleden nog geen bestrijding van stierkikker plaats vond en er dus geen ervaring was met logistiek, kosten en uitvoering. De economische kost van stierkikkerbestrijding kon door dit project dus niet worden verlaagd, de reële maatschappelijke kost die de aanwezigheid van stierkikker en het verlies aan biodiversiteit in besmette wateren met zich brengt echter wel. Ook is in kaart gebracht wat de potentiële kosten kunnen zijn voor verschillende scenario's. Een vergelijking met de kosten bij stierkikkerbestrijding in het buitenland leert bovendien dat deze gevoelig hoger ligt dan wat voorgesteld wordt voor Vlaanderen/Nederland. Een operationalisering op landelijk/gewestelijk/provinciaal niveau wordt idealiter gecoördineerd/gesuperviseerd door de bevoegde overheid die zich wetenschappelijke laat ondersteunen, waarbij bestrijdingsacties uitgevoerd worden door overheid/steden/gemeenten of in hun opdracht door erkende bedrijven (sociale economiebedrijven, studiebureaus, private bestrijders). Een goede monitoring dient deze acties te flankeren. Particuliere eigenaars of terreinbeherende verenigingen dienen gesensibiliseerd te worden rond de exotenproblematiek. Een aanpak van het probleem is enkel mogelijk met een collectieve inspanning van alle betrokken sectoren en stakeholders en een duidelijke ondersteuning vanuit de overheid.

# 8 Referenties

Abrams, P.A., Rowe, L. (1996). The Effects of Predation on the Age and Size of Maturity of Prey. Evolution 50(3):1052-1061.
Adams, M.J. (2000). Pond Permanence and the Effects of Exotic Vertebrates on Anurans. Ecological Applications 10(2):559-568.
Adams, M.J., Pearl, C.A. (2007). Problems and opportunities managing invasive Bullfrogs: is there any hope? Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution and Threats:679-693.
Adams, M.J., Pearl, C.A., Bury, R.B. (2003). Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. Ecology Letters 6(4):343-351.
Adriaens, T., Devisscher, S., Speybroeck, J., Louette, G. (2011). Gewone pad in amplexus met exotische stierkikker. NatuurFocus 10(2):83-84.
Adriaens, T., Louette, G., Devisscher, S., Hoogewijs, M., Jooris, R. (2010). Eerste ervaringen met beheer van stierkikkers in de provincie Antwerpen. Antenne 4(4):32-37.
Akmentins, M.S., Cardozo, D.E. (2009). American bullfrog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) invasion in Argentina. Biological Invasions 12(4):735-737.
Allen, J.L., Dawson, V.K. (1987). Elimination of 14C-Bisazir residues in adult sea lamprey (Petromyzon marinus).
Altherr, S., Goyenechea, A., Schubert, D. (2011). Canapés to extinction - the international trade in frogs' legs and its ecological impact. Munich (Germany), Washington, D.C. (USA): **Wildlife P.**
Anon. (2008). Naar een EU-strategie ten aanzien van invasieve soorten. Commissie van de Europese gemeenschappen.
Anon. (2010a). National Geographic - American Bullfrog - *Rana catesbeiana*. http://animals.nationalgeographic.com/animals/printable/american-bullfrog.html.
Anon.; (1994) 1/16/2012. Electrofishing apparatus and method patent 5311694.
Anon. (2005a). ISSG - Global Invasive Species Database, *Lithobates catesbeianus*. 48. http://www.issg.org/database/species/distribution_detail.asp?si=80&di=50121&sts=&lang=EN.
Anon. (2005b). North American bullfrog - *Rana catesbeiana* Shaw, 1802: Prepared by CABI Bioscience (CABI), Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Centre for Ecology and Hydrology (CEH), Central Science Laboratory (CSL), Imperial College London (IC) and the University of Greenwich (UoG) under Defra Contract CR0293.
Anon. (2007). Protocole de piégeage de têtard de la Grenouille taureau. Cistude Nature.
Anon. (2010b) 2010. Aliens: The Invasive Species Bulletin. IUCN/SSC.
Anon. (2010c). Biodiversity Center of Japan. http://www.biodic.go.jp/english/kiso/16/3rd/usigaeru.html.
Anon. (2010d). The IUCN Red List of Endangerd Species. http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/58565/0.
Anseeuw, D. (2011). Onderzoek en vergelijking van enkele (invasieve) kenmerken van blauwbandgrondel *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) voor twee populaties uit rivieren en twee uit stilstaande wateren in Vlaanderen. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). p 48.
Bailey, J.A. (1984). Principles of Wildlife Management: Wiley.
Banks, B., Foster, J., Langton, T., Morgan, K. (2000). British Bullfrogs ? British Wildlife 2(5):327-330.
Baumans, V., Bernoth, E.M., Bromage, N., Bunyan, J., Erhardt, W., Flecknell, P., Gregory, N., Hackbarth, H., Morton, D., Warwick, M.C. (1997). Recommendations for euthanasia of experimental animals: Part 2. Laboratory animals 31:1-32.
Bee, M.A. (2003). Experience-based plasticity of acoustically evoked aggression in a territorial frog.
Bee, M.A., Bowling, A.C. (2002). Socially Mediated Pitch Alteration by Territorial Male Bullfrogs, *Rana catesbeiana*. JOURNAL OF HERPETOLOGY 36(1):140-143.
Bee, M.A., Gerhardt, H.C. (2001a). Habituation as a mechanism of reduced aggression between neighboring territorial male bullfrogs (*Rana catesbeiana*). Journal of Comparative Psychology 115(1):68-82.
Bee, M.A., Gerhardt, H.C. (2001b). Neighbour-stranger discrimination by territorial male bullfrogs (*Rana catesbeiana*): I. Acoustic basis. Animal Behaviour 62:1129-1140.

Bee, M.A., Gerhardt, H.C. (2001c). Neighbour-stranger discrimination by territorial male bullfrogs (*Rana catesbeiana*): II. Perceptual basis. Animal Behaviour 62:1141-1150.

Bee, M.A., Gerhardt, H.C. (2002). Individual voice recognition in a territorial frog (*Rana catesbeiana*). Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 269(1499):1443-1448.

Behler, J.L., King, F.W. (1979). The Audubon Society field guide to North American reptiles and amphibians: A Chanticleer Press ed.

Berger, L., Uzzel, T. (1980). The eggs of European water frogs (*Rana esculenta* complex) and their hybrids. FolBiol 28(1):3-25.

Bergstedt, R.A., McDonald, R.B., Twohey, M.B., Mullet, K.M., Young, B.A., Heinrich, J.W. (2003). Reduction in sea lamprey hatching success due to release of sterilized males. Journal of great lakes research 29(suppl.1):435-444.

Bergstedt, R.A., Twohey, M.B. (2007). Research to support sterile-male-release and genetic alteration techniques for sea lamprey control. Journal of great lakes research 33(2):48-69.

Berroneau, M. (2007). La radio pistage de la grenouille taureau. http://www.grenouilletaureau.net/.

Berroneau, M., Detaint, M., Coic, C. (2008). Bilan du programme de mise en place d'un stratégie d'eradication de la grenouille taureau *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) en Aquitaine (2003-2007) et perspectives. BULLETIN DE LA SOCIETY DU HERPATOLOGY FRANCAIS 127:35-45.

Bomford, M., Kraus, F., Braysher, M., Walter, L., Brown, L. (2005). Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians.

Boone, M.D., Little, E.E., Semlitsch, R.D. (2004). Overwintered bullfrog tadpoles negatively affect salamanders and anurans in native amphibian communities. Journal Information 2004(3).

Boone, M.D., Semlitsch, R.D. (2003). Interactions of Bullfrog Tadpole Predators and an Insecticide: Predation Release and Facilitation. Oecologia 137(4):610-616.

Boone, M.D., Semlitsch, R.D., Little, E.E., Doyle, M.C. (2007). Multiple Stressors in Amphibian Communities: Effects of Chemical Contamination, Bullfrogs, and Fish. Ecological Applications 17(1):291-301.

Boone, M.D., Semlitsch, R.D., Mosby, C. (2008). Suitability of Golf Course Ponds for Amphibian Metamorphosis When Bullfrogs Are Removed. Conservation Biology 22(1):172-179.

Bovero, S., Sotgiu, G., Angelini, C., Doglio, S., Gazzaniga, E., Cunningham, A.A., Garner, T.W.J. (2008). Detection of Chytridiomycosis Caused by *Batrachochytrium dendrobatidis* in the Endangered Sardinian Newt (*Euproctus platycephalus*) in Southern Sardinia, Italy. Journal of Wildlife Diseases 44(3):712-715.

Boyle, D., Boyle, D., Olsen, V., Morgan, J., Hyatt, A. (2004). Rapid quantitative detection of chytridiomycosis (*Batrachochytrium dendrobatidis*) in amphibian samples using real-time Taqman PCR assay. Diseases of Aquatic Organisms 60:141-148.

Bradford, D.F., Jaeger, J.R., Jennings, R.D., Carpenter, G.C. (2004). Population status and distribution of a decimated amphibian, the relict leopard frog (*Rana onca*). The Southwestern Naturalist 49(2):218-228.

Brandon, K. (2009). Killer disease short-circuits frog hearts.

Bringsoe, H., Veenvliet, J.K., Briggs, L., Adrados, L.C., Gerrits, N.M., Veenvliet, P., de Groot, T.T.M. (2002). Study of application of EU wildlife trade regulations in relationtot species which form an ecological threat to EU fauna and flora. International Science Park Odense 10, DK - 5230 Odense M: Consult A.

Bury, R.B., Whelan, J. (1984). Ecology and management of the bullfrog. Washington, DC.

Cecil, S.G., Just, J.J. (1979). Survival Rate, Population Density and Development of a Naturally Occurring Anuran Larvae (Rana catesbeiana). Copeia 1979(3):447-453.

Chadderton, L., Kelleher, S., Brow, A., Shaw, T., Studholme, B., Barrier, R. Testing the efficacy of rotenone as a piscicide for New Zealand pest fish species; (2001). p 10-12.

Ciereszko, A., Wolfe, T.D., Dabrowski, K. (2005). Analysis of DNA damage in sea lamprey (Petromyzon marinus) spermatozoa by UV, hydrogen peroxide and the toxicant bisazir. Aquatic Toxicology 73:128-138.

Clarkson, R.W., deVos, J., Jr. (1986). The Bullfrog, *Rana catesbeiana* Shaw, in the Lower Colorado River, Arizona-California. JOURNAL OF HERPETOLOGY 20(1):42-49.

Close, B., Warwick, C., Morton, D., Eva-Maria, B., Hackbarth, H., Bunyan, J., Banister, K., Gregory, N., Bromage, N., Flecknell, P. et al. (1996a). Recommendations for euthanasia of

experimental animals: Part 1. Parks Road, Oxford OX1 3PT, UK: University of Oxford V.s., c/o University Laboratory of Physiology. 294-316 p.
Close, B., Warwick, C., Morton, D., Eva-Maria, B., Hackbarth, H., Bunyan, J., Banister, K., Gregory, N., Bromage, N., Flecknell, P. et al. (1996b). Recommendations for euthanasia of experimental animals: Part 2. Parks Road, Oxford OXI 3PT, UK: University of Oxford V.S., c/o University Laboratory of Physiology.
Collins, J.P. (1979). Intrapopulation Variation in the Body Size at Metamorphosis and Timing of Metamorphosis in the Bullfrog, *Rana Catesbeiana*. Ecology 60(4):738-749.
Conant, R. (1958). A Field Guide to Reptiles and Amphibians of the United States and Canada East of the 100th Meridian. Boston: Houghton Mifflin Company.
Conant, R., Collins, J.T. (1998). Peterson Field Guide to Reptiles and Amphibians, Eastern and Central North America. Boston, Massachusetts: Houghton Mifflin Company.
Corse, W.A., Metter, E. (1980). Economics, adult feeding and larval growth of Rana catesbeiana on a fish hatchery. Journal of Herpetology:231-238.
Cox, G.W. (2004). Alien Species and Evolution: The Evolutionary Ecology of Exotic Plants, Animals, Microbes, and Interacting Native Species. Washington, USA.: Island Press.
Craedick, P., Hileman, C. (2009). Amphibian Fungus Epidemic. http://www.bellaonline.com/articles/art44502.asp.
Creemers, R. (2011a). Brulkikkers in Baarlo 2010-2011. Nijmegen.
Creemers, R. (2011b). Stierkikker verspreiding in Nederland, RAVON Dataset 2011.
Crombaghs, B.H.J.M. (2012) De brulkikker in Baarlo. Voortgangsverslag eliminatie van een populatie brulkikkers *Lithobates catesbeianus* in een particuliere parktuin in Baarlo. Natuurbalans:26.
D'Amore, A., Kirby, E., McNicholas, M. (2009). Invasive species shifts ontogenetic resource partitioning and microhabitat use of a threatened native amphibian. AQUATIC CONSERVATION-MARINE AND FRESHWATER 19:534-541.
da Silva, E.T., Feio, R.N., Filho, O.P.R., dos Reis, E.P. (2009). Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (shaw, 1802)(anura: *ranidae*) in Viçosa, Minas gerais state, Brazil. South American Journal of Herpetology 4(3):286-294.
Damen, G. (2010). Hylawerkgroep.be. http://www.hylawerkgroep.be/.
Daszak, P., Berger, L., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., Green, D.E., Speare, R. (1999). Emerging infectious diseases and amphibian population declines. Emerging Infectious Diseases 5(6):735.
De Wavrin, H., Jacob, J.P., Percsy, C., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., Paquay, M., Percsy, N., Remacle, A. (2007). Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Gembloux: Aves - Raînne et Direction Générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, Ministère de la Région wallonne, Namur.
Densmore, C.L., Green, D.E. (2007). Diseases of amphibians. Ilar Journal 48(3):235.
Detaint, M., Coic, C. (2006). La Grenoille Taureau *Rana catesbeiana* dans le sud-ouest de la France. Premiers résultats du programme de lutte. Chemin du Moulinat, F-33185 Le Haillan: Nature A.C.
Didham, R.K., Tylianakis, J.M., Gemmell, N.J., Rand, T.A., Ewers, R.M. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. Trends in Ecology & Evolution 22(9):489-496.
Doubledee, R.A., Muller, E., Nisbet, R.M. (2003). Bullfrogs, Disturbance Regimes, and the Persistence of California Red-Legged Frogs. The Journal of Wildlife Management 67(2):424-438.
Douglas, P.C., Durell, S., Maloy, W.L., Zasloff, M. (1994). Ranalexin. Journal of Biological Chemistry 269(14):10849-10855.
Drechsler, A., Bock, D., Ortmann, D., Steinfartz, S. (2010). Ortmanns funnel trap–a highly efficient tool for monitoring amphibian species. Herpetology Notes 3:13-21.
Durham, L., Bennett, G. (1963). Age, growth and homing in the bullfrog. The Journal of Wildlife Management 27(1).
Evenson, E.J., Kruse, K.C. (1982). Effects of a diet of bulfrog larvae on the growth of largemouth bass. The Progressive Fish-Culturist 44(1):44-46.
Fei, L. (1999). *Atlas of Amphibians of China*: Henan Press of Science and Technology.
Ficetola, G.F., Bonin, A., Miaud, C. (2008a). Population genetics reveals origin and number of founders in a biological invasion. Molecular Ecology 17(3):773-782.

Ficetola, G.F., Coic, C., Detaint, M., Berroneau, M., Lorvelec, O., Miaud, C. (2007a). Pattern of distribution of the American bullfrog *Rana catesbeiana* in Europe. Biological Invasions 9(7):767-772.
Ficetola, G.F., Maiorano, L., Falcucci, A., Dendoncker, N., Boitani, L., Padoa-Schioppa, E., Miaud, C., Thuiller, W. (2010). Knowing the past to predict the future: land-use change and the distribution of invasive bullfrogs. Global Change Biology 16(2):528-537.
Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F., Taberlet, P. (2008b). Species detection using environmental DNA from water samples. Biology Letters 4(4):423-425.
Ficetola, G.F., Thuiller, W., Miaud, C. (2007b). Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. Diversity and Distributions 13(4):476-485.
Flores-Nava, A. (2005). FAO - Cultured Aquatic Species Information Programme. *Rana catesbeiana*. Cultured Aquatic Species Information Programme. http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Rana_catesbeiana/en.
Foster, J., Banks, B. Developing Good Practice in Invasive Amphibian Control: The North American Bullfrog in England; (2008) 2008; Manaus, Brazil.
Frost, D.R. (2011). Amphibian Species of the World. http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/index.php.
Frost, D.R., Grant, T., Faivovich, J., Bain, R.H., Haas, A., Haddad, C.F.B., de Sá, R.O., Channing, A., Wilkinson, M., Donnellan, S.C. et al. (2006). The Amphibian Tree of Life. Bulletin of the American Museum of Natural History 297:1-370.
Funk, W.C., Garcia, T.S., Cortina, G.A., Hill, R.H. (2010). Population genetics of introduced bullfrogs, Rana (*Lithobates*) *catesbeianus*, in the Willamette Valley, Oregon, USA. Biological Invasions.
Gahl, M.K., Calhoun, A.J.K., Graves, R. (2009). Facultative Use of Seasonal Pools by American Bullfrogs (*Rana Catesbeiana*). WETLANDS 29(2):697-703.
Garner, T.W.J., Perkins, M.W., Govindarajulu, P., Seglie, D., Walker, S., Cunningham, A.A., Fisher, M.C. (2006). The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. Biology Letters 2(3):455-459.
Giovanelli, J.G.R., Haddad, C.F.B., Alexandrino, J. (2007). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. Biological Invasions 10(5):585-590.
Gosner, K.L. (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. Herpetologica 16(3):183-190.
Goverse, E., Creemers, R., Spitzen-Van der Sluijs, A.M. (2012). Case study on the removal of the american bullfrog in Baarlo, the Netherlands. Nijmegen. 31 p.
Govindarajulu, P. (2010). The Bullfrog Project. http://web.uvic.ca/bullfrogs/index.htm.
Govindarajulu, P., Altwegg, R., Anholt, B.R. (2004). Using population sensitivity analysis to assess effectiveness of control measures for the invasive American bullfrog. Ecological Society of America Annual Meeting Abstracts 89:184-185.
Govindarajulu, P., Altwegg, R., Anholt, B.R. (2005). Matrix model investigation of invasive species control: Bullfrogs on Vancouver Island. Ecological Applications 15(6):2161-2170.
Gratwicke, B., Evans, M.J., Jenkins, P.T., Kusrini, M.D., Moore, R.D., Sevin, J., Wildt, D.E. (2010). Is the international frog legs trade a potential vector for deadly amphibian pathogens? Frontiers in Ecology and the Environment 8(8):438-442.
Gray, I.A. (2009). Breeding pond dispersal of interacting California red-legged frogs (*Rana draytonii*) and American Bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) of California: a mathematical model with management strategies: Humboldt State University.
Grayson, K.L., Roe, A.W. (2007). Glow sticks as effective bait for capturing aquatic amphibians in funnel traps. Herpetological Review 38(2):168-168.
Hammerson, G., Hedges, B., Joglar, R. (2008). *Lithobates grylio*. In: 2010. I. (editor). IUCN Red List of Threatened Species Version 20104.
Hayes, M.P., Jennings, M.R. (1986). Decline of Ranid Frog Species in Western North America: Are Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) Responsible? JOURNAL OF HERPETOLOGY 20(4):490-509.
Heard, M., Smith, K.F., Ripp, K. (2011). Examining the Evidence for Chytridiomycosis in Threatened Amphibian Species. PLoS ONE 6(8):e23150.
Herder, J., Boersma, M., Frigge, P., Creemers, R. (2012). RAVON Site. http://www.ravon.nl.

Holsbeek, G., Mergeay, J., Hotz, H., Plotner, J., Volckaert, F.A.M., De Meester, L. (2008). A cryptic invasion within an invasion and widespread introgression in the European water frog complex: consequences of uncontrolled commercial trade and weak international legislation. Molecular Ecology 17(23):5023-5035.
Holsbeek, G., Mergeay, J., Volckaert, F.A.M., De Meester, L. (2010). Genetic detection of multiple exotic water frog species in Belgium illustrates the need for monitoring and immediate action. Biological Invasions 12(6):1459-1463.
Hothem, R.L., Meckstroth, A.M., Wegner, K.E. (2010). Diets of three species of anurans from the Cache Creek Watershed, California, USA. JOURNAL OF HERPETOLOGY.
Howard, R.D. (1978). The Evolution of Mating Strategies in Bullfrogs, *Rana catesbeiana*. Evolution 32(4):850-871.
Hulme, P.E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46(1):10-18.
Hulme, P.E., Pysek, P., Nentwig, W., Vila, M. (2009). Will Threat of Biological Invasions Unite the European Union? Science 324(5923):40-41.
Ingram, W.M., Raney, E.C. (1943). Additional Studies on the Movement of Tagged Bullfrogs, *Rana catesbeiana* Shaw. American Midland Naturalist 29(1):239-241.
James, T.Y., Litvintseva, A.P., Vilgalys, R., Morgan, J.A.T., Taylor, J.W., Fisher, M.C., Berger, L., Weldon, C., du Preez, L., Longcore, J.E. (2009). Rapid Global Expansion of the Fungal Disease Chytridiomycosis into Declining and Healthy Amphibian Populations. PLOS PATHOGENS 5(5):1-12.
Jofré, M.B., Antón, R.I., Caviedes-Vidal, E. (2012). Lead and cadmium accumulation in anuran amphibians of a permanent water body in arid Midwestern Argentina. Environmental Science and Pollution Research:1-9.
Johnson, M.L., Berger, L., Philips, L., Speare, R. (2003). Fungicidal effects of chemical disinfectants, UV light, desiccation and heat on the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. Diseases of Aquatic Organisms 57(3):255-260.
Jooris, R. (2002a). Palmt de Stierkikker uit Noord - Amerika ook Vlaanderen in ? Natuurfocus 1(1):13-15.
jooris, R. (2002b). Pelophylax - De groene wachters aan de waterkant. Mechelen: Natuurpunt. 161 p.
Jooris, R. (2005) 2005. De Stierkikker in Vlaanderen. Natuurfocus:121-127.
Jooris, R., Engelen, P., Speybroeck, J., Lewylle, I., Louette, G., Bauwens, D., Maes, D. (2012). De IUCN Rode Lijst van de amfibieën en reptielen in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
Jooris, R., Holsbeek, G. (2010). Groene kikkers in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mechelen.
Kaefer, I.L., Boelter, R.A., Cechin, S.Z. (2007). Reproductive biology of the invasive bullfrog Lithobates catesbeianus in southern Brazil. Annales Zoologici Fennici 44(6):435-444.
Kahrs, D.A. (2006). American bullfrog eradication in Sycamore Canyon, Arizona, a natural open aquatic system. Sonoran Herpetologist 19(7):74-74.
Kats, L.B., Petranka, J.W., Sih, A. (1988). Antipredator Defenses and the Persistence of Amphibian Larvae With Fishes. Ecology 69(6):1865-1870.
Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P., Shine, C. (2008). Technical support to EU strategy on invasive species (IS) - Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission). Brussels: (IEEP) I.f.E.E.P. 40 pp. + Annexes p.
Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R. (1998). Effects of introduced bullfrogs and smallmouth bass on microhabitat use, growth, and survival of native red-legged frogs (*Rana aurora*). Conservation Biology 12(4):776-787.
Klassen, W., Adams, J.V., Twohey, M.B. (2004). Modeling the suppression of sea lamprey populations by the release of sterile male or sterile females. Journal of great lakes research 30(4):463-473.
Knapp, R.A., Matthews, K.R. (1998). Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. RESTORATION ECOLOGY 6(2):207-213.
Kraus, F. (2009). Alien Reptiles and Amphibians: A Scientific Compendium and Analysis: Springer.
Krebs, C.J. (1989). Ecological methodology: Harper & Row New York.
Kriger, K.M. (2009). Lack of evidence for the drought-linked chytridiomycosis hypothesis. Journal of Wildlife Diseases 45(2):537-537.

Kupferberg, S.J. (1997). Bullfrog (*Rana Catesbeiana*) Invasion of a California River: The Role of Larval Competition. Ecology 78(6):1736-1751.
Laufer, G., Canavero, A., Nunez, D., Maneyro, R. (2008). Bullfrog (Lithobates catesbeianus) invasion in Uruguay. Biological Invasions 10(7):1183-1189.
Laufer, H., Waitzmann, M. (2002a). The bullfrog (Rana catesbeiana) in the Northern Upper Rhine Area (Baden-Wuerttemberg), Germany. Herpetofauna (Weinstadt) 24(136):5-14.
Laufer, H., Waitzmann, M. (2002b). Der Ochsenfrosch *Rana catesbeiana* am nördlichen Oberrhein (Baden-Würtemberg). Herpetofauna 24:5-14.
Li, Y., Ke, Z., Wang, Y., Blackburn, T.M. (2010). Frog community responses to recent American bullfrog invasions. Current Zoology.
Louette, G. (2012a). Use of a native predator for the control of an invasive amphibian. Wildlife Research 39(3):271-278.
Louette, G., Declerck, S. (2006). Assessment and control of non-indigenous brown bullhead Ameiurus nebulosus populations using fyke nets in shallow ponds. Journal of Fish Biology(68):522-531.
Louette, G., Declerck, S., De Bie, T. (2004) De Bruine Amerikaanse Dwergmeerval in Vlaanderen: historiek, ecologie en beheer. NatuurFocus:46-50.
Louette, G., Devisscher, S., Adriaens, T. (2012). Combating invasive American bullfrog *Lithobates catesbeianus*.INBO.
Louette, G.D., S.; Adriaens, T. (2012b). Control of invasive American bullfrog Lithobates catesbeianus in small shallow water bodies. Froglog, newsletter of the IUCN/SSCAmphibian Specialist Group 20(5):2.
Lougheed, S.C., Taylor, S.A. (2010). SPECIES ACCOUNT. American bullfrog / Ouaouaron (*Lithobates catesbeianus*). http://opinicon.wordpress.com/species-accounts/american-bullfrog/.
Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. http://www.issg.org/worst100_species.html.
Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2004). 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database: ISSG/SSC/IUCN.
Luja, V.H., Rodríguez-Estrella, R. (2010). The invasive bullfrog *Lithobates catesbeianus* in oases of Baja California Sur, Mexico: potential effects in a fragile ecosystem. Biological Invasions 12(9):2979-2983.
Maret, T.J., Snyder, J.D., Collins, J.P. (2006). Altered drying regime controls distribution of endangered salamanders and introduced predators. BIOLOGICAL CONSERVATION 127(2):129-138.
Martel, A. (2012). Invasive bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*) in Belgium and The Netherlands are no significant source of zoonotic agents and extended-spectrum beta-lactamase producing Escherichia coli. .Ugent.
Martel, A., Adriaensen, C., SharifianΓÇÉFard, M., Vandewoestyne, M., Deforce, D., Favoreel, H., Bergen, K., SpitzenΓÇÉvan der Sluijs, A., Devisscher, S., Adriaens, T. (2012). The novel 'Candidatus Amphibiichlamydia ranarum' is highly prevalent in invasive exotic bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*). Environmental Microbiology Reports.
Martin, Y. (2009). *Lithobates catesbeianus*, une nouvelle espèce invasive en Wallonie: distribution, habitat et régime alimentaire. Louvain U.c.d.
Masser, P.M., Murphy, T.R., Shelton, J.L. (2006). Aquatic Weed Management - Herbicides. Southren Regional Aquaculture Center.
Mazzoni, R., de Mesquita, A.J., Fleury, L.F.F., de Brito, W.M.E.D., Nunes, I.A., Robert, J., Morales, H., Coelho, A.S.G., Barthasson, D.L., Galli, L. et al. (2009). Mass mortality associated with a frog virus 3-like Ranavirus infection in farmed tadpoles *Rana catesbeiana* from Brazil. Diseases of Aquatic Organisms 86(3):181-191.
McGeoch, M.A., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J., Hoffmann, M. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. Diversity and Distributions 16(1):95-108.
Mergeay, J. (2009a). The Rio Convention, CITES, European legislation and invasive amphibians: are we doomed to lag behind forever? Froglog, newsletter of the IUCN/SSC Amphibian Specialist Group(90):8-12.
Mergeay, J. (2009b). The Rio Convention, CITES, European legislation and invasive amphibians: are we doomed to lag behind forever? Froglog, newsletter of the IUCN/SSCAmphibian Specialist Group 90:8-12.

Miller, D., Gray, M., Storfer, A. (2011). Ecopathology of Ranaviruses Infecting Amphibians. Viruses 3(11):2351-2373.
Moissonnier, T., P+®rez, V., Berroneau, M., Coic, C. (2007a). Test d'éradication. Nature C. 03.
Moissonnier, T., Pérez, V., Berroneau, M., Coic, C. (2007b). Rapport final d'activités mai 2007. Nature C. 00.
Moore, B.C.J. (2003). An introduction to the psychology of hearing: Academic Press.
Nöllert, A., Nöllert, C. (1992). Die Amphibien Europas: Bestimmung, Gefährdung, Schutz: Balogh Scientific Books.
Nuñez, M.A., Kuebbing, S., Dimarco, R.D., Simberloff, D. (2012). Invasive Species: to eat or not to eat, that is the question. Conservation Letters 5(5):334-341.
Nuyts, K. (2011). HUIDZIEKTE BIJ DE VROEDMEESTERPAD (Alytes obstetricans): EEN CASUSBESPREKING. Gent: Ghent University.
Orchard, S.A. (2010). Bullfrogcontrol.com. http://bullfrogcontrol.com/.
Packet, J., Van Looy, K., Leyssen, A., Denys, L. (2012). Vegetatierijke plassen. In: Van Uytvanck J., De Blust G. (editors). Handboek voor beheerders – Europese natuurdoelstellingen op het terrein: LannooCampus. p 197-214.
Pasmans, F., Martel, A. (2011). De schimmelziekte chytridiomycose: nu ook bij de Belgische amfibieën! Antenne 5(1):16-17.
Pasmans, F., Muijsers, M., Maes, S., Van Rooij, P., Brutyn, M., Ducatelle, R., Haesebrouck, F., Martel, A. (2010). Chytridiomycosis related mortality in a midwife toad (*Alytes obstetricans*) in Belgium. Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift 79(6):460-460.
Pasteris, S.E., Buhler, M.I., Nader-Macias, M.E. (2006). Microbiological and histological studies of farmed-bullfrog (*Rana catesbeiana*) tissues displaying red-leg syndrome. Aquaculture 251(1):11-18.
Pearl, C.A., Adams, M.J., Bury, R.B., McCreary, B. (2004). Asymmetrical effects of introduced Bullfrogs (*Rana Catesbeiana*) on native Ranid Frogs in Oregon. 11-20 p.
Peel, A.J., Hartley, M., Cunningham, A.A. (2012). Qualitative risk analysis of introducing *Batrachochytrium dendrobatidis* to the UK through the importation of live amphibians. Diseases of Aquatic Organisms 98:95-112.
Perry, G., Farmer, M. (2011a). Reducing the Risk of Biological Invasion by Creating Incentives for Pet Sellers and Owners to Do the Right Thing. JOURNAL OF HERPETOLOGY 45(1):134-141.
Perry, G., Farmer, M. (2011b). Reducing the Risk of Biological Invasion by Creating Incentives for Pet Sellers and Owners to Do the Right Thing 1, 2. Journal of Herpetology 45(1):134-141.
Pimental, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. (2002a). Environmental and economic costs associated with nonindigenous species in the United States. Biological Invasions:285-303.
Pimental, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. et al. (2002b). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. Biological Invasions:307-329.
Polis, G.A., Myers, C.A. (1985). A survey of intraspecific predation among reptiles and amphibians. JOURNAL OF HERPETOLOGY 19(1):99-107.
Pounds, A., Masters, K. (2009). Extinction in Our Times: Global Amphibian Decline. Nature 462(7269):38-39.
Pounds, J.A. (2001). Climate and amphibian declines. Nature 410(6829):639-640.
Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R. et al. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. Nature 439(7073):161-167.
Provenzano, S.E., Boone, M.D. (2009). Effects of Density on Metamorphosis of Bullfrogs in a Single Season. JOURNAL OF HERPETOLOGY 43(1):49-54.
Pryor, G.S. (2003). Growth rates and digestive abilities of bullfrog tadpoles (*Rana catesbeiana*) fed algal diets. JOURNAL OF HERPETOLOGY 37(3):560-566.
Reilly, J. (2001). Euthanasia of animals used for scientific purposes: ANZCCART.
Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., Streit, B. (2003). Economic impact of the spread of alien species in Germany: Umweltbundesamt.
Rocha, P.L., Branco, L.G.S. (1998). Seasonal changes in the cardiovascular, respiratory and metabolic responses to temperature and hypoxia in the bullfrog Rana catesbeiana. Journal of Experimental Biology 201:761-768.

Rollins-Smith, L.A., Reinert, L.K., O'Leary, C.J., Houston, L.E., Woodhams, D.C. (2005). Antimicrobial Peptide Defenses in Amphibian Skin. Integrative and Comparative Biology 45(1):137-142.
Rosen, P.C., Schwalbe, C.R. (2010). Bullfrogs: Introduced predators in southwestern wetlands.
Rowe, C.L., Kinney, O.M., Congdon, J.D. (1998). Oral Deformities in Tadpoles of the Bullfrog (*Rana catesbeiana*) Caused by Conditions in a Polluted Habitat. Copeia 1998(1):244-246.
Rowley, J.J.L., Alford, R.A. (2007). Techniques for tracking amphibians: The effects of tag attachment, and harmonic direction finding versus radio telemetry. Amphibia-Reptilia 28(3):367-376.
Ryan, J.M. (1980). The reproductive behavior of the bullfrog (*Rana catesbeiana*). Copeia(1):108-114.
Santos-Barrera, G., Hammerson, G., Hedges, B., Joglar, R., Inchaustegui, S., Kuanyang, L., Wenhao, C., Huiqing, G., Diesmos, A., Iskander, D. et al. (2011). *Lithobates catesbeianus*. www.iucnredlist.org.
Scalera, R. (2009). How much is Europe spending on invasive alien species? Biological Invasions 12(1):173-177.
Scalera, R. (2010a). How much is Europe spending on invasive alien species? Biological Invasions 12(1):173-177.
Scalera, R. (2010b). Virtues and Shortcomings of EU Legal provisions for managing NIS: *Rana catesbeiana* and *Trachemys scripta elegans* as case studies. Biological invaders in inland water: Profiles, distribution and threats: springer. p 669-678.
Scalera, R. (2012). The impacts of invasive alien species in Europe.
Scalera, R., Genovesi, P., Essl, F., Rabitsch, W. (2012). The environmental and socio-economic impacts of invasive alien species in Europe.
Schiesari, L., Werner, E.E., Kling, G.W. (2009). Carnivory and resource-based niche differentiation in anuran larvae: implications for food web and experimental ecology. Freshwater Biology 54(3):572-586.
Schloegel, L.M., Picco, A.M., Kilpatrick, A.M., Davies, A.J., Hyatt, A.D., Daszak, P. (2009). Magnitude of the US trade in amphibians and presence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and ranavirus infection in imported North American bullfrogs (*Rana catesbeiana*). BIOLOGICAL CONSERVATION 142(7):1420-1426.
Schroeder, E.E., Baskett, T.S. (1968). Age estimation, growth rates, and population structure in Missouri bullfrogs. Copeia 1968(3):583-592.
Schwalbe, C.R., Just, J.J. (1979). Survival rate, population density and development of a naturally occurring anuran larvae (*Rana catesbeiana*). Copeia 1979(3):447-453.
Sharifian-Fard, M., Pasmans, F., Adriaensen, C., Devisscher, S., Adriaens, T., Louette, G., Martel, A. (2011). Ranavirosis in Invasive Bullfrogs, Belgium. Emerging Infectious Diseases 17(12):2371-2372.
Shine, C., Kettunen, M., Genovesi, P., Essl, F., Gollasch, S., Rabitsch, W., Scalera, R., Starfinger, U., ten Brink, P. (2010). Assessment to support continued development of the EU Strategy to combat invasive alien species. Brussels, Belgium: (IEEP) I.f.E.E.P. Final Report for the European Commission.
Smith, G.R., Awan, A.R. (2009). The roles of predator identity and group size in the antipredator responses of American toad (*Bufo americanus*) and bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles. Behaviour 146:225-243.
Smith, G.R., Boyd, A., Dayer, C.B., Winter, K.E. (2008). Behavioral responses of American toad and bullfrog tadpoles to the presence of cues from the invasive fish, *Gambusia affinis*. Biological Invasions 10(5):743-748.
Smith, G.R., Burgett, A.A., Sparks, K.A., Temple, K.G., Winter, K.E. (2007). Temporal patterns in bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpole activity: a mesocosm experiment on the effects of density and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) presence. Herpetological Journal 17(3):199-203.
Snow, N.P., Witmer, G. American Bullfrogs as invasive species: a review of the introduction, subsequent problems, management options,and future directions; (2010); Davis. University of California.
Snow, N.P., Witmer, W., G. (2011). A field evaluation of a trap for invasive American bullfrogs. PACIFIC CONSERVATION BIOLOGY 17:285-291.
Soto-Azat, C., Clarke, A.R., Poynton, J.C., Cunningham, A.A. (2010). Widespread historical presence of *batrachochytrium dendrobatidis* in african pipid frogs. ltd B.P.

Spear, P.A., Boily, M., Giroux, I., DeBlois, C., Leclair, M.H., Levasseur, M., Leclair, R. (2009). Study design, water quality, morphometrics and age of the bullfrog, *Rana catesbeiana*, in sub-watersheds of the Yamaska River drainage basin, Quebec, Canada. Aquatic Toxicology 91(2):110-117.

Spitzen-Van der Sluijs, A.M., Zollinger, R., Bosman, W., Van Rooij, P., Clare, F., Martel, A., Pasmans, F. (2010). Short Report *Batrachochytrium dendrobatidis* in amphibians in the Netherlands and Flanders (Belgium). Nijmegen: RAVON S. Report 2009 - 29.

Stinner, J., Zarlinga, N., Orcutt, Z. (1994). Overwintering behavior of adult bullfrogs, Rana catesbeiana, in northeastern Ohio. Ohio J Science 94:8-13.

Stoutamire, R. (1932). Bullfrog farming and frogging in Florida. 56.

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science 306(5702):1783.

Stumpel, A.H.P. (1992). Successful reproduction of introduced bullfrogs Rana catesbeiana in northwestern Europe: a potential threat to indigenous amphibians. BIOLOGICAL CONSERVATION 60(1):61-62.

Swingle, H.S. (1968). Fish kills caused by phytoplankton blooms and their prevention. FAO (FAOUN) FishRep 44(5):407411.

van der Burg, J., Lotz, B. (2012). Eindrapport 'Activiteit 1: Voorstel beleid en samenwerking t.a.v. exoten'. INVEXO. 127 p.

Van Diepenbeek, A., Cremers, R., Herder, J. (2010). Herkenningskaart. 1; 408. http://www.ravon.nl/LinkClick.aspx?fileticket=43GN7PYLKl8%3d&tabid=221.

van Getsel, S. (2010a) 2/22/2010. Nog veel werk om de brulkikker uit te roeien. Nieuwsblad.

van Getsel, S. (2010b) 2/22/2010. Nog veel werk om de brulkikker uit te roeien. De Standaard Online.

Van Uytvanck, J., De Blust, G. (2012). Handboek voor beheerders – Europese natuurdoelstellingen op het terrein.: LannooCampus. p 304.

Veith, M., Kosuch, J., Feldmann, R., Martens, H., Seitz, A. (2000). A test for correct species declaration of frog legs imports from Indonesia into the European Union. Biodiversity and Conservation 9(3):333-341.

Vié, J.C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. (2009). Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species: World Conservation Union.

Wang, S., Liu, S., Zhang, F., Zhang, R. (2008). Effects of environment color on developmental characteristics and reproduction capability of Harmonia axyridis (Coleoptera: Coccinellidae). Acta Entomologica Sinica 51(12):1320-1326.

Wang, Y.H., Li, Y.M. (2009). Habitat Selection by the Introduced American Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) on Daishan Island, China. JOURNAL OF HERPETOLOGY 43(2):205-211.

Weier, J.L., Starr, D.F. (1950). The Use of Rotenone to Remove Rough Fish for the Purpose of Improving Migratory Waterfowl Refuge Areas. The Journal of Wildlife Management 14(2):203-205.

Werner, E.E., Skelly, D.K., Relyea, R.A., Yurewicz, K.L. (2007a). Amphibian species richness across environmental gradients. OIKOS 116:1697-1712.

Werner, E.E., Wellborn, G.A., McPeek, M.A. (1995). Diet Composition in Postmetamorphic Bullfrogs and Green Frogs: Implications for Interspecific Predation and Competition. JOURNAL OF HERPETOLOGY 29(4):600-607.

Werner, E.E., Yurewicz, K.L., Skelly, D.K., Relyea, R.A. (2007b). Turnover in an amphibian metacommunity: the role of local and regional factors. Oikos.

Wiewandt, T.A. (1969). Vocalization, Aggressive Behavior, and Territoriality in the Bullfrog, *Rana catesbeiana*. Copeia 1969(2):276-285.

Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48(8):607-615.

Williams, F., Eschen, R., Harris, A., Djeddour, D., Pratt, C., Shaw, R., Varia, S., Lamontagne-Godwin, J., Thomas, S., Murphy, S. (2010). The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Project No VM10066 CABI Europe-UK.

Williamson, M. (2006). Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion. Biological Invasions 8(7):1561-1568.

Williamson, M., Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. Ecology 77(6):1661-1666.

Willis, Y.L., Moyle, D.L., Baskett, T.S. (1956). Emergence, Breeding, Hibernation, Movements and Transformation of the Bullfrog, *Rana catesbeiana*, in Missouri. American Society of Ichthyologists and Herpetologists(1):30-41.
Wils, C., Paelinckx, D., Adams, Y., Berten, B., Bosch, H., De Knijf, G., De Saeger, S., Demolder, H., Guelinckx, R., Lust, P. et al. (2004). Biologische Waarderingskaart en natuurgerichte bodembedekkingkaart van het Vlaamse Gewest. Integratie van de BWK en vereenvoudiging tot een 90- en 32-delige legende (80% BWK, versie 2 van 1997 tot 2003 en 20% BWK, versie 1). Brussel: Natuurbehoud I.v. IN. R2004.08. 39 p.
Winter, M., Schweiger, O., Klotz, S., Nentwig, W., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., Basnou, C., Delipetrou, P., Didziulis, V., Hejda, M. et al. (2009). Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. PNAS 106(51):21721-21725.
Woodhams, D.C., Rollins-Smith, L.A., Carey, C., Reinert, L., Tyler, M.J., Alford, R.A. (2006). Population Trends Associated with Skin Peptide Defenses against Chytridiomycosis in Australian Frogs. Oecologia 146(4):531-540.
Wu, Z.J., Li, Y.M., Wang, Y.P., Adams, M.J. (2005). Diet of introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*): Predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. JOURNAL OF HERPETOLOGY 39(4):668-674.
Wurts, W.A. (2012). Update: Use of Bluestone Copper Sulfate for Algae Control. http://www.ca.uky.edu/wkrec/Bluestone.htm.
Young, B.A., Bryan, M.B., Sower, S.A., Li, W.M. (2004). The effect of chemosterilization on sex steroid production in male sea lampreys. Transactions of the American fisheries society 133(5):1270-1276.

# 9 Bijlagen

Bijlage 1. Vergelijking van morfologische en biometrische kenmerken van inheemse Ranidae en stierkikkers

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | **Groenekikker - Complex (*Pelophylax esculenta synklepton*)** | | | | | | | |
| Kenmerken | Soort Nederlands ➔ | **Stierkikker** | | **Meerkikker** | | **Bastaardkikker** | | **Poelkikker** | | **Bruine kikker** | |
| | Soort Latijn ➔ | *Lithobates catesbeianus* | | *Pelophylax ridibundus* | | *Pelophylax kl. esculentus* | | *Pelophylax lessonae* | | *Rana temporaria* | |
| | Synoniemen ➔ | *Rana catebeiana* | | *Rana ridibunda* | | *Rana kl. esculenta* | | | | | |
| | ( * enkel voor de biometrische kenmerken) | **Min*** | **Max*** | **Min*** | **Max*** | **Min*** | **Max*** | **Min*** | **Max*** | **Min*** | **Max*** |
| Biometrisch | Grootte adult (in cm) | 10 | 20 | 5,2 | 15 | 4,5 | 12 | 4 | 7,7 | 7 | 11 |
| | Grootte metamorf (in cm) | 7 | 10 | 2 | 2,5 | | | | | 1,2 | 2 |
| | Grootte larve (in cm) | 7 | 17 | 6 | 8 | | | | | 3 | 7 |
| | Grootte trommelvlies ♀° | Gemiddeld | Gemiddeld | klein | klein | | | | | klein | klein |
| | Grootte trommelvlies ♂° | Groot | Groot | klein | gemiddeld | | | | | klein | klein |
| | Gewicht (in g) | 500 | 900 | 100 | 200 | 100 | 150 | 30 | 50 | 30 | 120 |
| Uiterlijk | Kleur rug | Olijf groen tot donker bruin | | Rug grijs tot olijfbruin, soms donker- tot lichtgroen of gelig, met een patroon van donkere vlekken (grote onregelmatige bruine vlekken) | | Helgroen, grasgroen of blauwgroen, soms gedeeltelijk bruin met patroon van donker vlekken (mengeling tussen meer – en poelkikker) | | Grasgroen tot bruin (Kleine cirkelvormige regelmatige zwarte vlekken | | gelig, bruinrood, bruingroen tot grijsachtig met vaak bruinzwarte of bruinrode vlekken soms ook groenig | |
| | Rugstreep | **Afwezig** | | **Aanwezig,** licht groen of gelig | | **Aanwezig** | | **Aanwezig,** Helgroen | | **Afwezig** | |
| | Dorsolaterale ruglijst | **Afwezig** | | **Aanwezig** | | **Aanwezig** | | **Aanwezig** | | **Aanwezig** | |
| | Alternatieve lijst | rond het trommelvlies | | | | | | | | | |
| | Kleur buik | Vuilwit | | wittig, donker gevlekt | | | | | | wit to geelachtig kan ook oranjerood zijn met donker vlekken patroon | |
| | Verkleuring ♂ paringsseizoen | **Gele keel** | | | | | | | | **Blauwachtige zweem** | |
| | Kleur achterpoten | donkere dwarsbanden | | wit tot grijs (nooit gelig) met bruine of olijfgroene vlekken | | donkere dwarsbanden | | donkere dwarsbanden | | donkere dwarsbanden | |
| | Metatarsusknobbel | | | Spitse driehoek | | Hoog gewelfd, asymmetrisch en hoogste punt in de richting van de teen | | Groot en half maanvormig | | Afwezig, wel paarborstel aan voorpoot bij ♂ | |
| | Kleur opmerking | | | | | | | | | donkere oogstreep van oog tot voorpoten | |

°in relatie tot het oog, klein <1 x Oog, gemiddeld =>1 x het oog en <1,5 x het oog, groot >1,5 x het oog

² lees min als gemiddeld

Bijlage 2. Lijst van soorten die wereldwijd een directe en/of indirecte impact ondervinden van de stierkikker

| Soortnaam | Wetenschappelijke naam | Klasse | Type Schade | Oorspronkelijk verspreidings - gebied | Bron | Status in Vlaanderen (Jooris et al., 2012) | Status wereldwijd (Anon., 2010d) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Chinese Edible Frog, East Asian Bullfrog, Taiwanese Frog** | *Hoplobatrachus rugulosus (Rana tigrina)* | Amfibieën | Indirect | Zuid - Oost Azië / China | (Mazzoni et al., 2009) | NVT | Least Concern |
| **Spotted Salamander** | *Ambystoma maculatum* | Amfibieën | Direct | Oostelijk VSA/ Zuidoostelijk canada | (Boone et al., 2008) | NVT | Least Concern |
| **American Toad** | *Anaxyrus americanus (Bufo americanus)* | Amfibieën | Direct | Oostelijk VSA/ Oostelijk Canada | (Boone et al., 2008) | NVT | Least Concern |
| **Venezuelan Yellow Frog** | *Atelopus carbonerensis* | Amfibieën | Indirect | Venezuela | (Anon., 2005a, 2010b; Vié et al., 2009) | NVT | Criticaly Endagered |
| **Gewone Pad** | *Bufo bufo* | Amfibieën | Indirect | Europa/West en Centraal Azië | (Bovero et al., 2008) | LC | Least Concern |
| **Ranita De Labio Blanco** | *Leptodactylus albilabris* | Amfibieën | Direct | Dominicaanse Republiek/Puerto rico/Virgin eilanden | (Santos-Barrera et al., 2011) | NVT | Least Concern |
| **Plains Leopard Frog** | *Lithobates blairi (Rana blairi)* | Amfibieën | Indirect | Centrale VSA | (Kraus, 2009) | NVT | Least Concern |
| **Chiricahua leopard frog** | *Lithobates chiricahuensis (Rana chiricahuensis)* | Amfibieën | Direct | Zuidwestelijke VSA / Zuid Mexico | (Rosen & Schwalbe, 2010). | NVT | Vunerable |
| **Pig frog** | *Lithobates grylio* | Amfibieën | Indirect | Zuid - Oostkust | (Mazzoni et al., | NVT | Least |

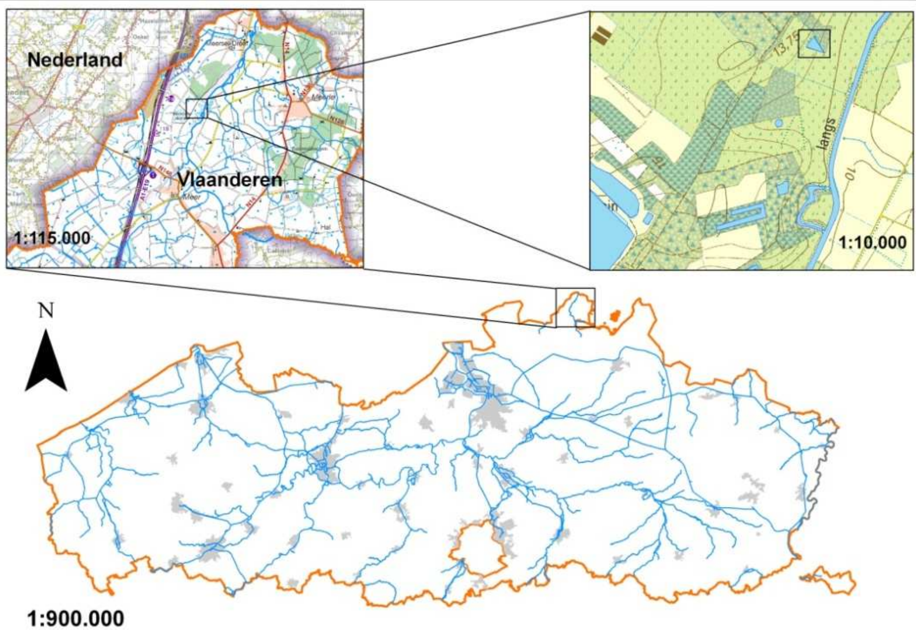
| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | *(Rana grylio)* | | | VSA | 2009) | | Concern |
| **Relict Leopard Frog** | *Lithobates onca (Rana onca)* | Amfibieën | Indirect | Westelijke VSA | (Bradford et al., 2004) | NVT | Endangered |
| **Northern Leopard Frog** | *Lithobates pipiens (Rana pipiens)* | Amfibieën | Indirect/Direct | Noord -Oostelijke VSA/ Westelijke VSA/Zuidelijk Canada/Panama | (Mazzoni et al., 2009) | NVT | Least Concern |
| **Southren Leopard Frog** | *Lithobates sphenocephalus (Rana sphenocephala)* | Amfibieën | Direct | Oostelijk VSA | (Boone et al., 2008) | NVT | Least Concern |
| **Wood Frog** | *Lithobates sylvaticus (Rana sylvatica)* | Amfibieën | Indirect | Noordelijk VSA/ Canada / Alaska | (Mazzoni et al., 2009) | NVT | Least Concern |
| **Lowland Leopard Frog (Rana De Yavapai)** | *Lithobates yavapaiensis (Rana yavapaiensis)* | Amfibieën | Direct | Zuidwestelijke VSA / Zuid Mexico | (Rosen & Schwalbe, 2010) | NVT | Least Concern |
| **Rugstreeppad** | *Epidalae calamita (Bufo calamita)* | Amfibieën | Indirect | West-, Centraal- en Oost- Europa | (Bovero et al., 2008) | VU | Least Concern |
| **Kleine Watersalamander** | *Lissotriton vulgaris (Triturus vulgaris)* | Amfibieën | Indirect | West-, Centraal- en Oost- Europa | (Bovero et al., 2008) | LC | Least Concern |
| **Bastaardkikker of Groene Kikker of Middelste Groene Kikker** | *Pelophylax esculenta (Rana esculenta)* | Amfibieën | Direct | West-, Centraal- en Oost- Europa | (Anon., 2005b) | LC | Least Concern |
| **Pacific chorus frog** | *Pseudacris regilla* | Amfibieën | Indirect | Westelijke VSA/Canada en Mexico | (Kraus, 2009) | NVT | Least Concern |
| **Vroedmeester Pad** | *Alytes obstetricans* | Amfibieën | Indirect | West- en Centraal-Europa | (Pasmans et al., 2010) | EN | Least Concern |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Northren Red Legged Frog** | *Rana aurora* | Amfibieën | Indirect/Direct | Noord - Westelijke VSA/ Zuidwestelijk Canada | (Anon., 2010b) | NVT | Least Concern |
| **Calefornia Red Legged Frog** | *Rana draytonii* | Amfibieën | Direct | Westelijke VSA | (Pearl et al., 2004) | NVT | Vunerable |
| **Oregon Spotted Frog** | *Rana pretiosa* | Amfibieën | Indirect/Direct | Noord - Westelijke VSA/ Zuidwestelijk Canada | (Pearl et al., 2004) | NVT | Vunerable |
| **n/a** | *Candidiopotamon kumejimense* | Kreeftachtigen | Direct | Japan | (Kraus, 2009) | NVT | Least Concern |
| **Kikuzato's Brook Snake** | *Opisthotropis kikuzatoi* | Reptielen | Direct | Japan | (Kraus, 2009) | NVT | Criticaly Endagered |
| **Mexican Garter Snake** | *Thamnophis eques* | Reptielen | Direct | Zuid - Westelijke VSA/Mexico | (Rosen & Schwalbe, 2010). | NVT | Least Concern |
| **Giant Garter Snake** | *Thamnophis gigas* | Reptielen | Direct | Westelijke VSA | (Anon., 2005a) | NVT | Vunerable |
| **White-Cheeked Pintail** | *Anas bahamensis* | Vogels | Direct | bahamas/ Zuid - Amerika en Zuidelijke VSA | (Anon., 2005a) | NVT | Least Concern |

# Hoogstraten – Rommensbos - Driehoek (ID: 12435)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2010 & 2011) en Leegpompen & Zegennet (2010)**

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1 – 9)




### *Algemene Data:*

*Coördinaten: N.B.:51.474554/W.L.:4.751369*
*Kadastrale Perceel(en):* HOOGSTRATEN 3 AFD/MEER/SECTIE F/ 0006/00A000
*Eigenaar: Jozef 'Jef' Pluym (+32 495 24 25 06)*
*Oppervlakte: 1500 m²*
*Max. Diepte: 1,8 m*
*Gem. Diepte:1,5 m*
*Volume: 2250 m³*

### *Abiotische Data:*

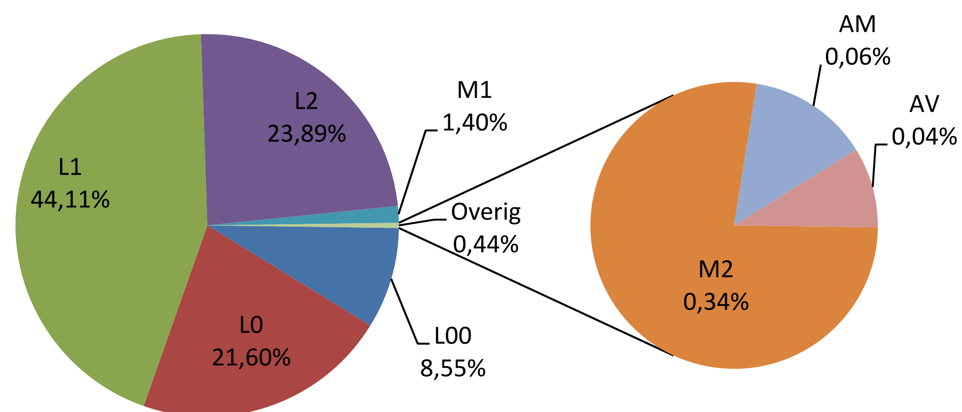
*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 8,23%
Opp_Bos 500m: 33,94%
Opp_Akker 100m: 0,00%
Opp_Akker 500m: 22,31%

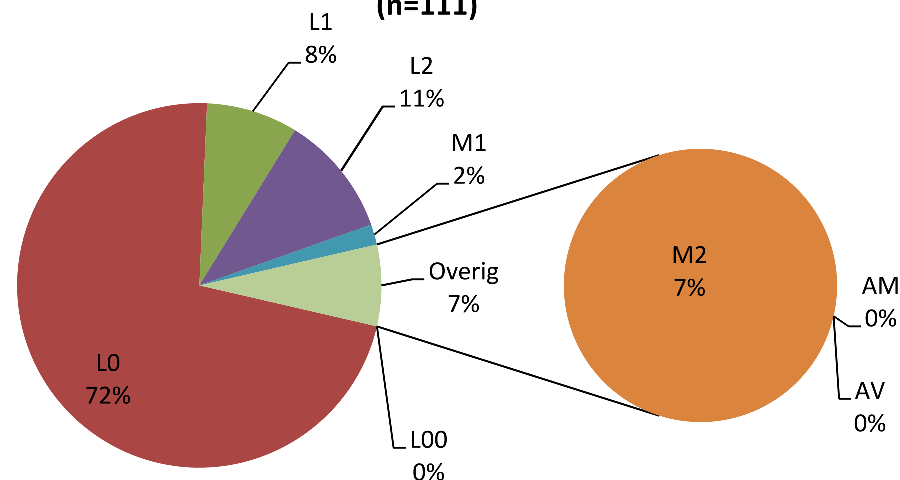
Opp_Grasland 100m: 81,01%
Opp_Grasland 500m: 34,54%
Opp_Water 100m: 2,42%
Opp_Water 500m: 2,95%
Opp_Andere 100m: 8,33%
Opp_Andere 500m: 6,26%

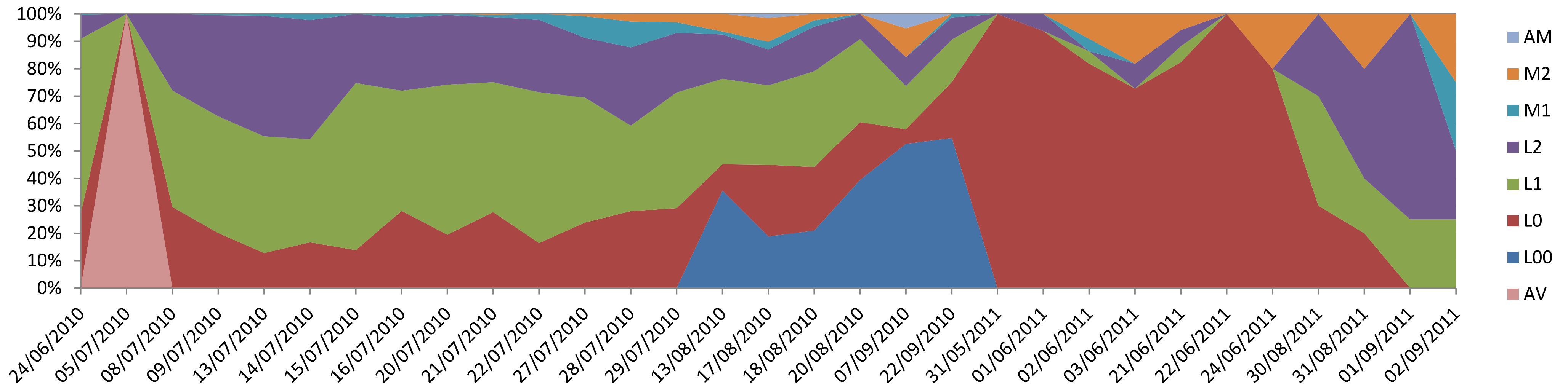
## *Biotische Data:*

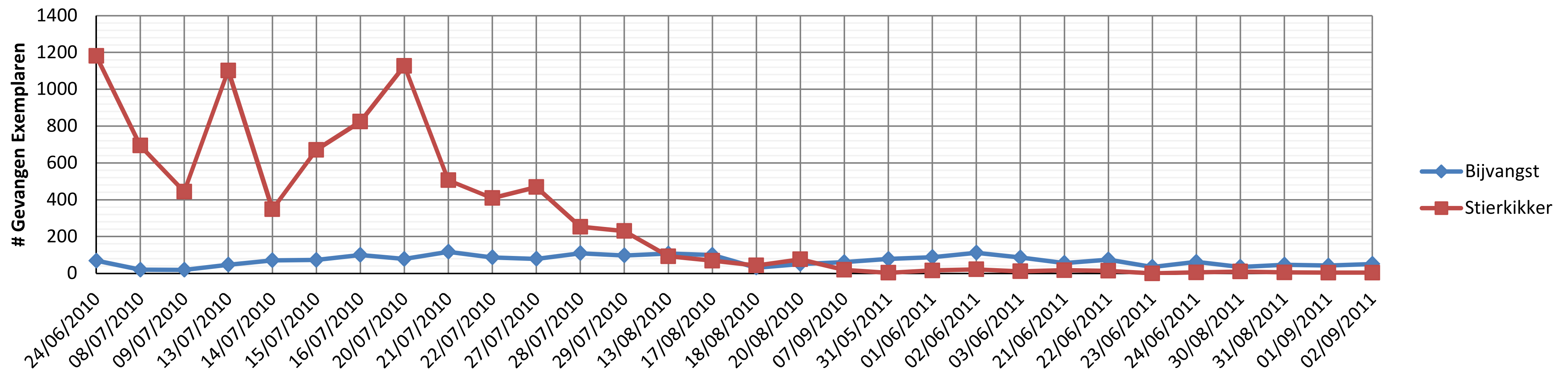
Stierkikker: Ja (L: larven-klassen; M: metamorfen-klassen; AM: adult mannelijk; AV: adult vrouwelijk)

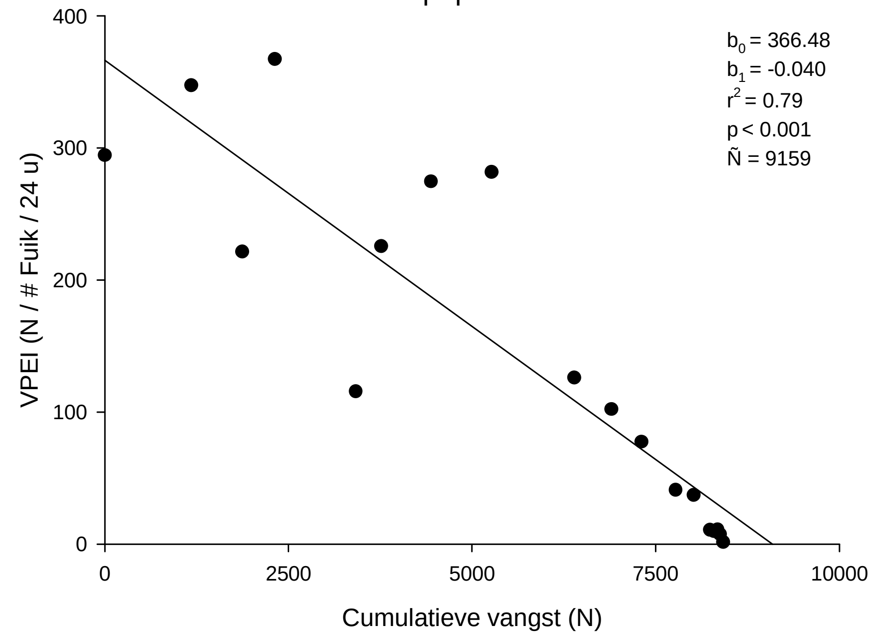
Andere soorten: baars (*Perca fluviatilis*), blankvoorn (*Rutilus rutilus)*, rietvoorn *(Scardinius erythrophthalmus*)



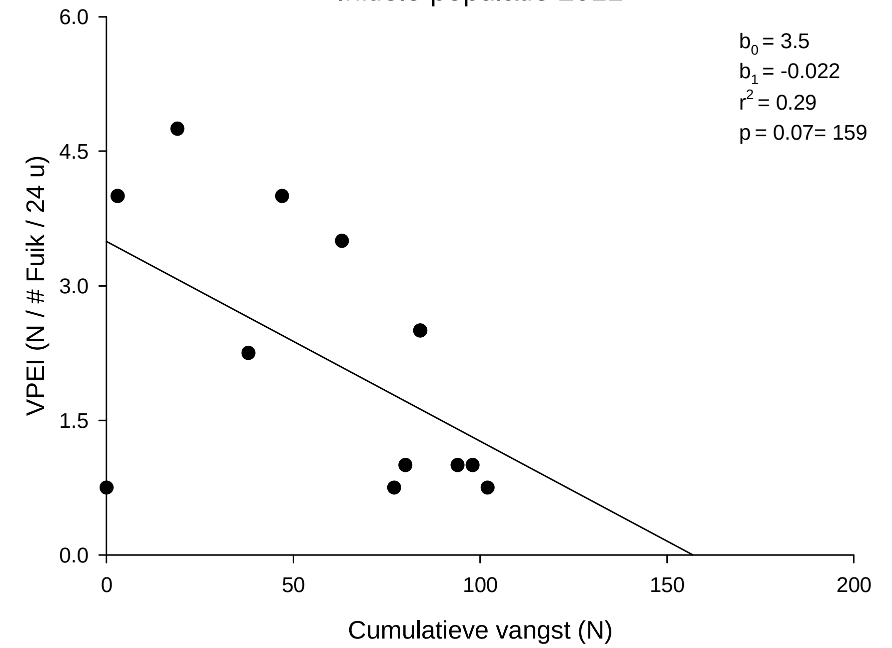




Evolutie van de Vangstsamenstelling
100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%
AM
M2
M1
L2
L1
L0
L00
AV
24/06/2010
05/07/2010
08/07/2010
09/07/2010
13/07/2010
14/07/2010
15/07/2010
16/07/2010
20/07/2010
21/07/2010
22/07/2010
27/07/2010
28/07/2010
29/07/2010
13/08/2010
17/08/2010
18/08/2010
20/08/2010
07/09/2010
22/09/2010
31/05/2011
01/06/2011
02/06/2011
03/06/2011
21/06/2011
22/06/2011
24/06/2011
30/08/2011
31/08/2011
01/09/2011
02/09/2011

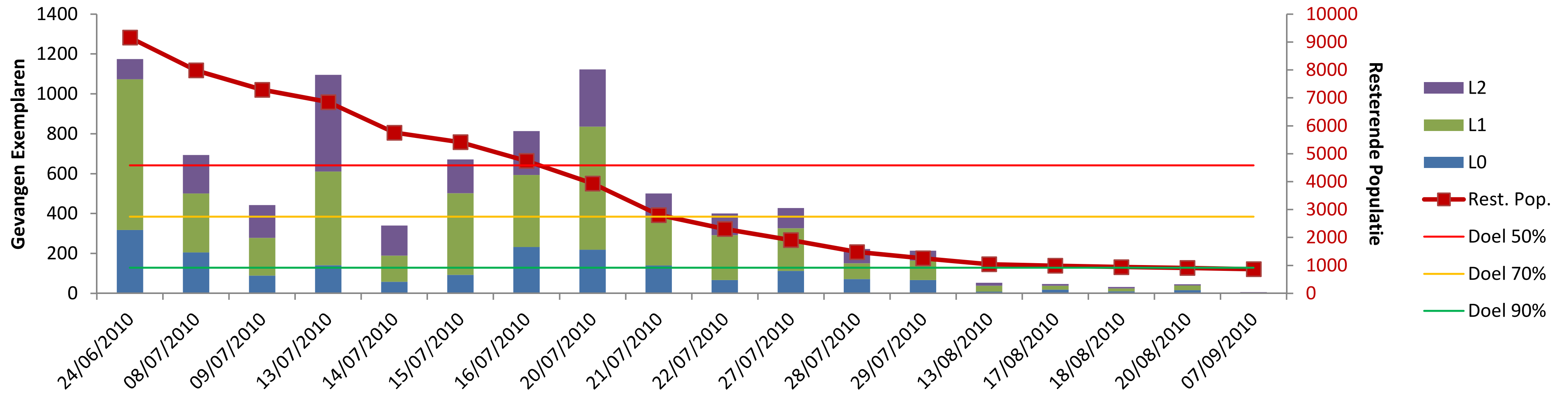

Absolute vangsten met schietfuik
# Gevangen Exemplaren
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
Bijvangst
Stierkikker
24/06/2010
08/07/2010
09/07/2010
13/07/2010
14/07/2010
15/07/2010
16/07/2010
20/07/2010
21/07/2010
22/07/2010
27/07/2010
28/07/2010
29/07/2010
13/08/2010
17/08/2010
18/08/2010
20/08/2010
07/09/2010
31/05/2011
01/06/2011
02/06/2011
03/06/2011
21/06/2011
22/06/2011
23/06/2011
24/06/2011
30/08/2011
31/08/2011
01/09/2011
02/09/2011

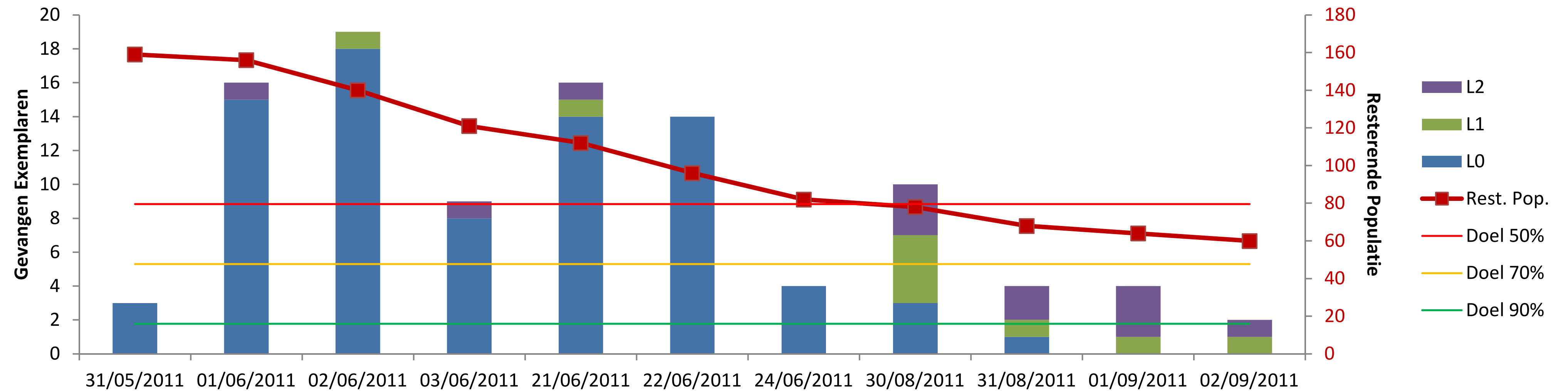


Populatieschatting dikkoppen a.h.v. Depletiemethode[i]
Initiële populatie 2010
b0 = 366.48
b1 = -0.040
r2 = 0.79
p < 0.001
Ñ = 9159
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)
0
100
200
300
400
0
2500
5000
7500
10000

Populatieschatting dikkoppen a.h.v. Depletiemethode
Initiële populatie 2011
b0 = 3.5
b1 = -0.022
r2 = 0.29
p = 0.07= 159
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)
0.0
1.5
3.0
4.5
6.0
0
50
100
150
200

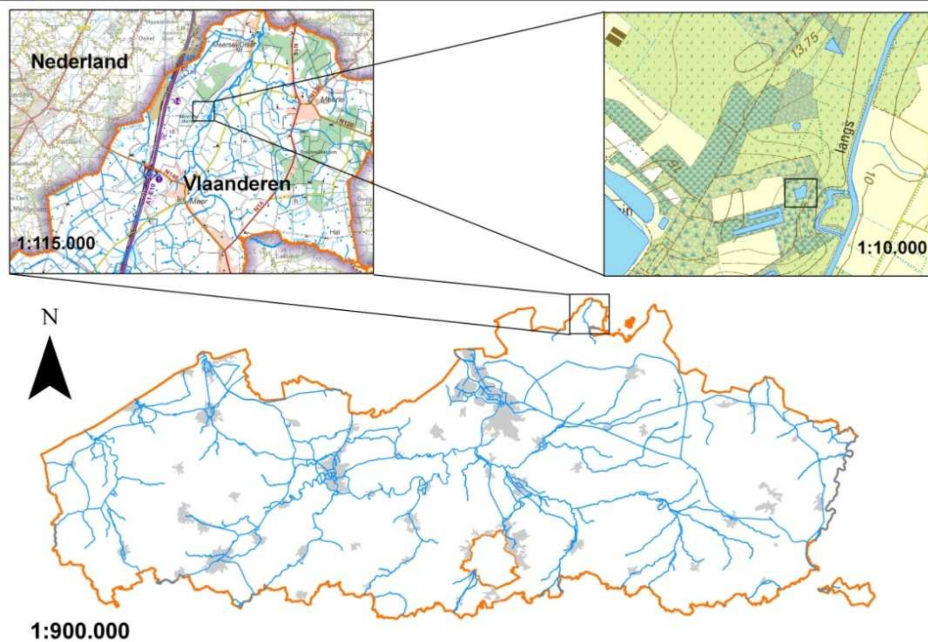

Doelstellingen analyse 2010
Gevangen Exemplaren
Resterende Populatie
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
10000
9000
8000
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
24/06/2010
08/07/2010
09/07/2010
13/07/2010
14/07/2010
15/07/2010
16/07/2010
20/07/2010
21/07/2010
22/07/2010
27/07/2010
28/07/2010
29/07/2010
13/08/2010
17/08/2010
18/08/2010
20/08/2010
07/09/2010
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%


Doelstellingen analyse 2011
Gevangen Exemplaren
Resterende Populatie
20
18
16
14
12
10
8
6
4
2
0
180
160
140
120
100
80
60
40
20
0
31/05/2011
01/06/2011
02/06/2011
03/06/2011
21/06/2011
22/06/2011
24/06/2011
30/08/2011
31/08/2011
01/09/2011
02/09/2011
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%

# Hoogstraten – De Mosten - Bospoel (ID: 12447|)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2010 & 2011)**

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1 – 4)




### *Algemene Data:*

*Coördinaten:* N.B.:51.47041/W.L.:4.74989
*Kadastrale Perceel(en):* HOOGSTRATEN 3 AFD/MEER/SECTIE F/0024/00A000
*Eigenaar: Karel Brosens*
*Oppervlakte: 1000 m²*
*Max. Diepte: 2,4 m*
*Gem. Diepte: 1,8 m*
*Volume: 1800 m³*

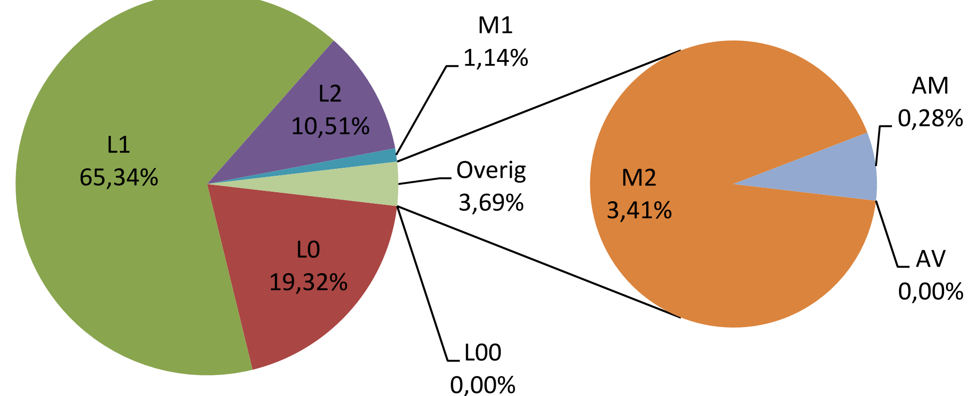
### *Abiotische Data:*

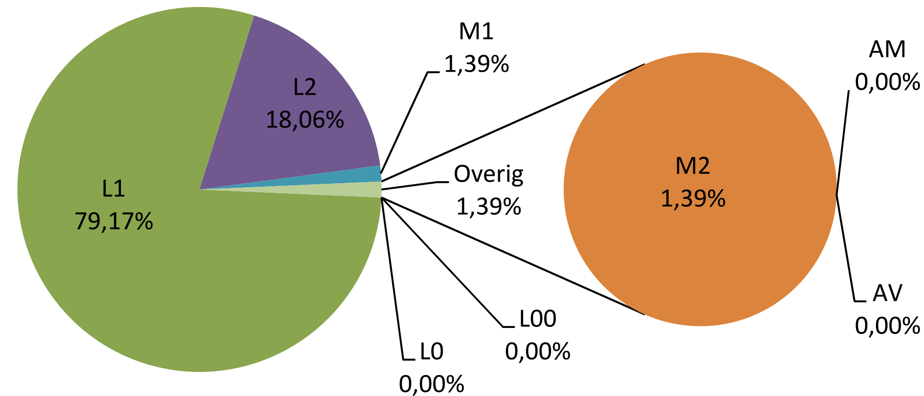
*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 66,22%
Opp_Bos 500m: 23,46%
Opp_Akker 100m: 13,69%
Opp_Akker 500m: 30,27%
Opp_Grasland 100m: 11,12%
Opp_Grasland 500m: 30,72%
Opp_Water 100m: 9,39%
Opp_Water 500m: 4,18%
Opp_Andere 100m: 0,00%
Opp_Andere 500m: 11,37%

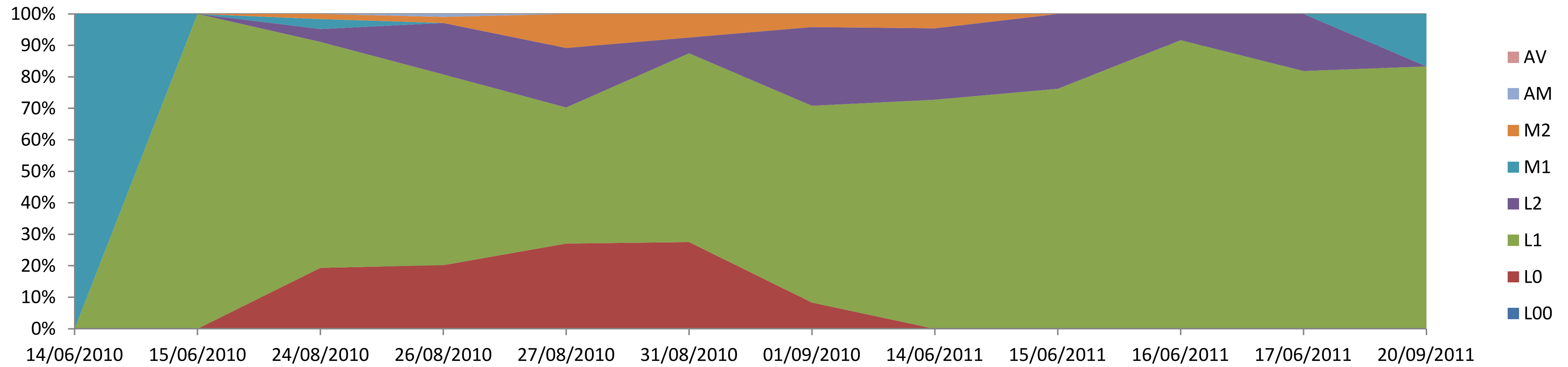
## *Biotische Data:*

Stierkikker: Ja

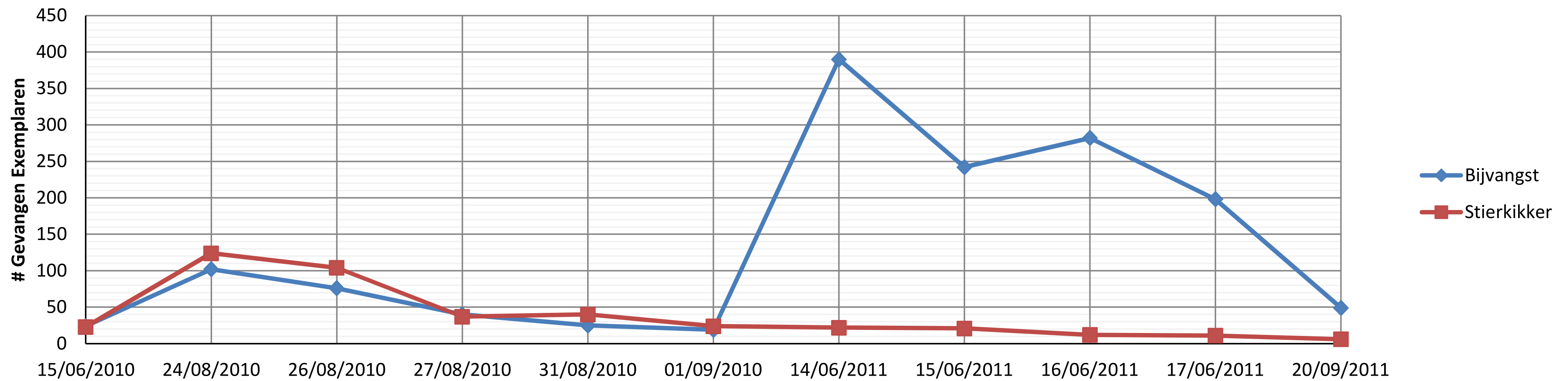
Andere soorten: riviergrondel (*Gobio gobio*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus* ), giebel (*Carassius gibelio*), driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*)



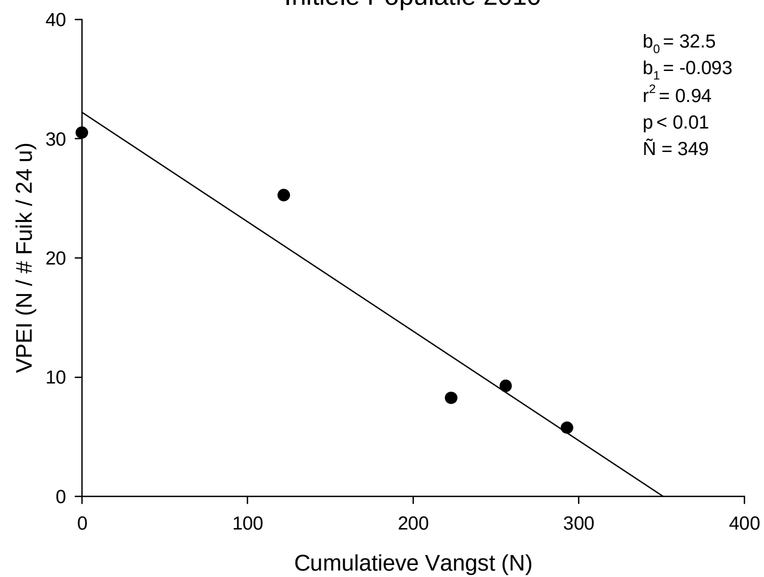



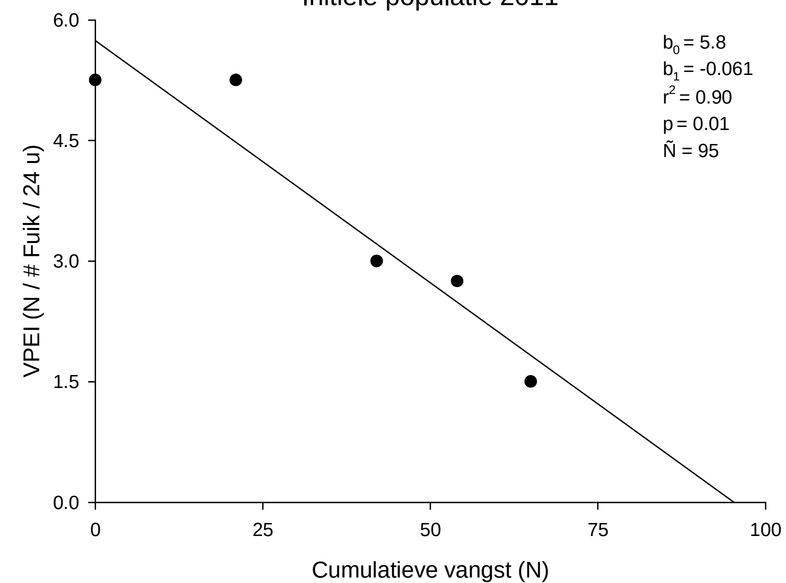


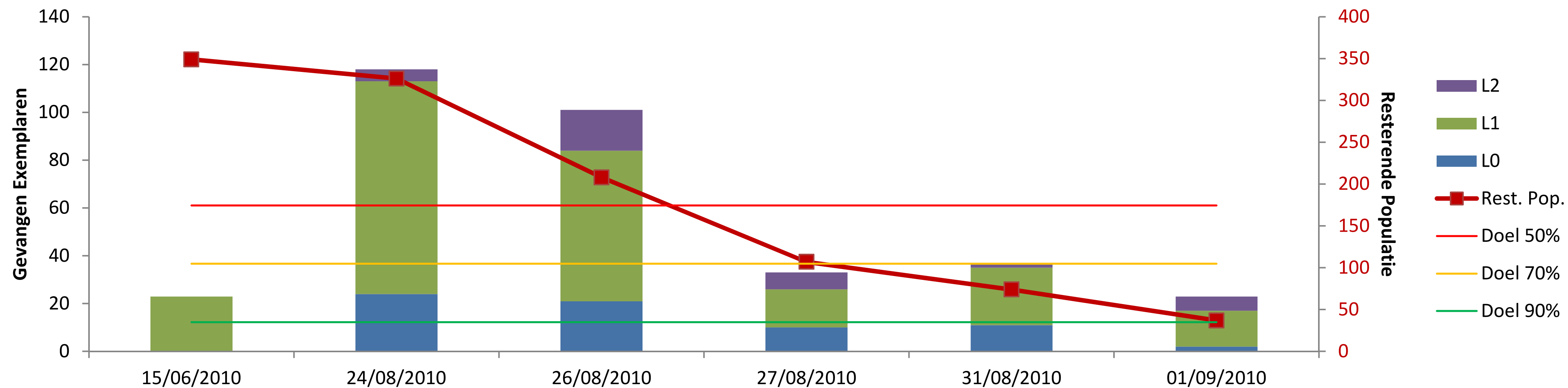
Evolutie van de Vangstsamenstelling
100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%
14/06/2010
15/06/2010
24/08/2010
26/08/2010
27/08/2010
31/08/2010
01/09/2010
14/06/2011
15/06/2011
16/06/2011
17/06/2011
20/09/2011
AV
AM
M2
M1
L2
L1
L0
L00

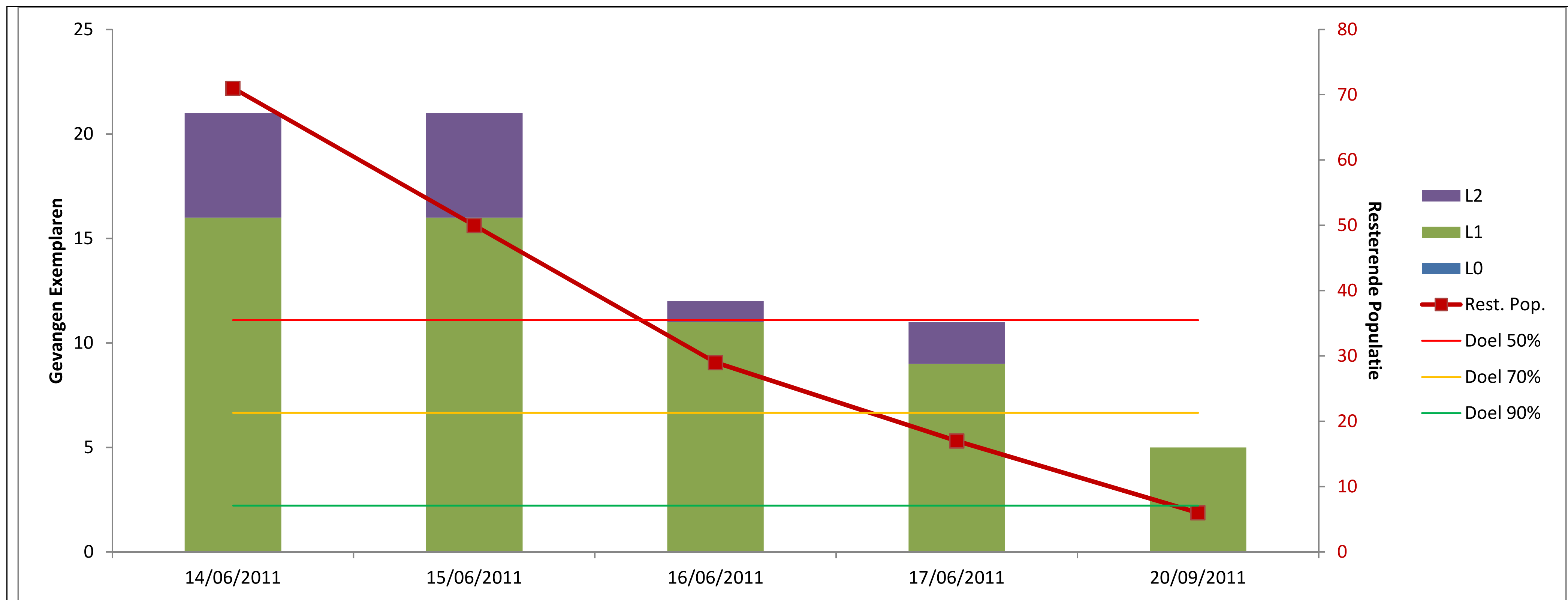



Absolute Vangsten met schietfuik
# Gevangen Exemplaren
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
15/06/2010
24/08/2010
26/08/2010
27/08/2010
31/08/2010
01/09/2010
14/06/2011
15/06/2011
16/06/2011
17/06/2011
20/09/2011
Bijvangst
Stierkikker


Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode
Initiële Populatie 2010
b0 = 32.5
b1 = -0.093
r2 = 0.94
p < 0.01
Ñ = 349
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve Vangst (N)
0
10
20
30
40
0
100
200
300
400


Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode
Initiële populatie 2011
b0 = 5.8
b1 = -0.061
r2 = 0.90
p = 0.01
Ñ = 95
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)
0.0
1.5
3.0
4.5
6.0
0
25
50
75
100


Gevangen Exemplaren
Resterende Populatie
0
20
40
60
80
100
120
140
0
50
100
150
200
250
300
350
400
15/06/2010
24/08/2010
26/08/2010
27/08/2010
31/08/2010
01/09/2010
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%

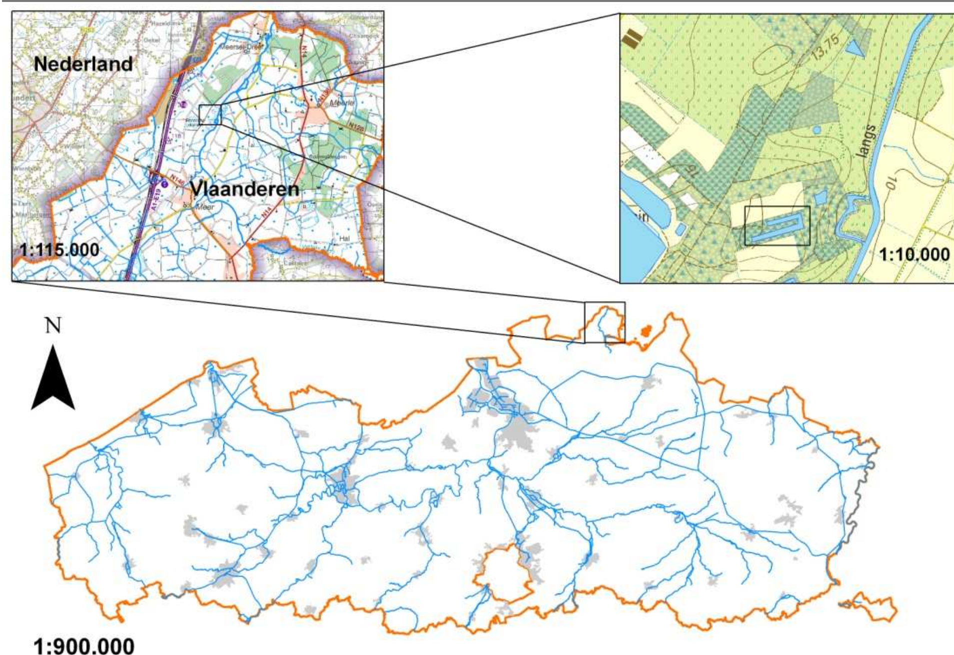


25
20
15
10
5
0
Gevangen Exemplaren
80
70
60
50
40
30
20
10
0
Resterende Populatie
14/06/2011
15/06/2011
16/06/2011
17/06/2011
20/09/2011
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%

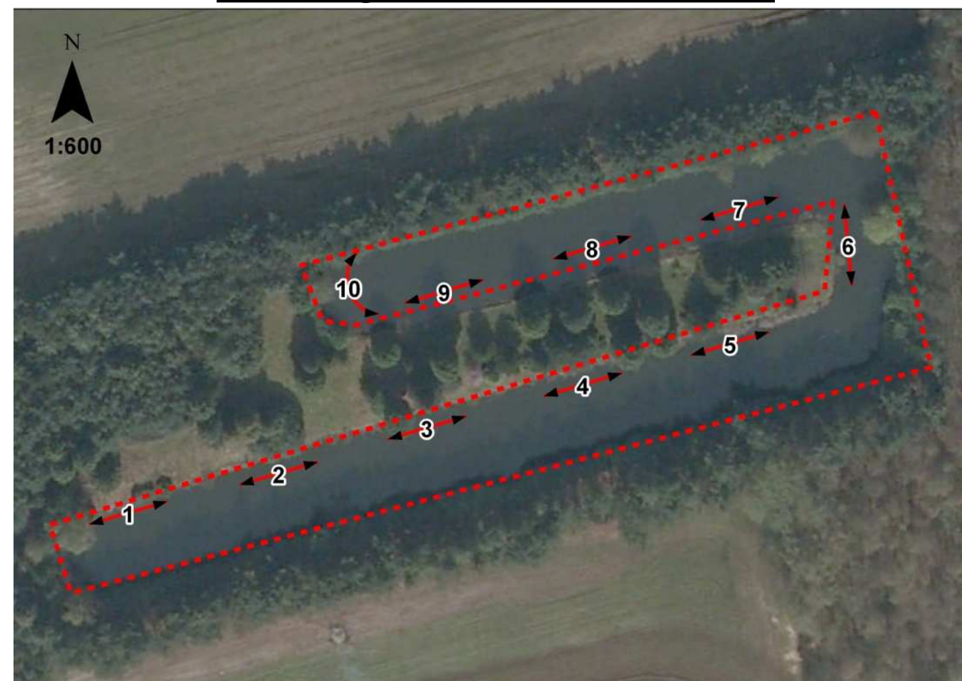
# Hoogstraten – De Mosten - U-vijver (*ID: 12446*)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2011), Nachtvangst (2011) en Zegennet (2011)**

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1 – 10)




### *Algemene Data:*

*Coördinaten:* N.B.: 51.469588/W.L.: 4.74754
*Kadastrale Perceel(en):* HOOGSTRATEN 3 AFD/MEER/SECTIE F/ 0023/00D000 & 0023/00C000
*Eigenaar: Natuurpunt vzw afdeling Hoogstraten (?)*
*Oppervlakte: 3600 m²*
*Max. Diepte: 1,8 m*
*Gem. Diepte:1,4 m*
*Volume: 5040 m³*

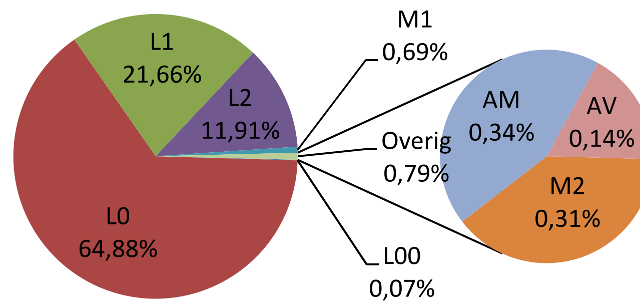
### *Abiotische Data:*

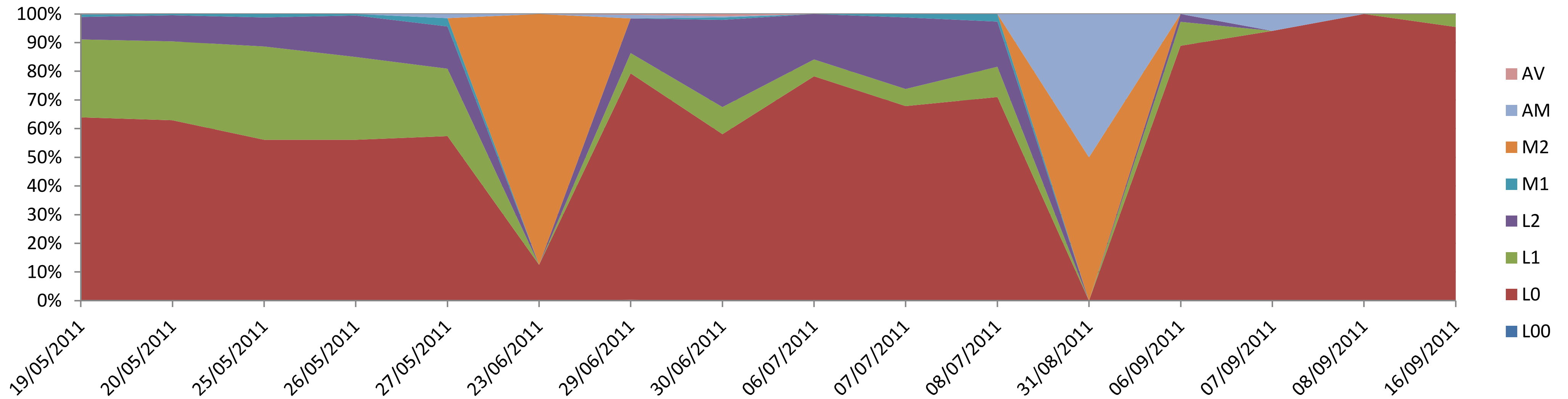
*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 39,70%
Opp_Bos 500m: 23,63%
Opp_Akker 100m: 44,59%
Opp_Akker 500m: 21,77%
Opp_Grasland 100m: 0,00%
Opp_Grasland 500m: 33,08%
Opp_Water 100m: 7,12%
Opp_Water 500m: 10,03%
Opp_Andere 100m: 8,58%
Opp_Andere 500m: 11,49%

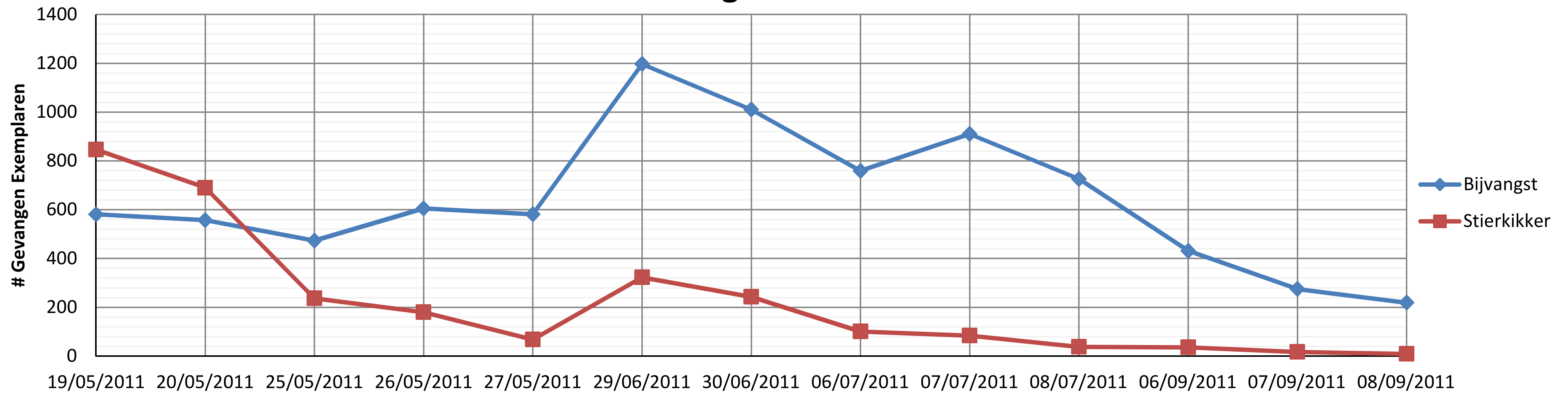
## *Biotische Data:*

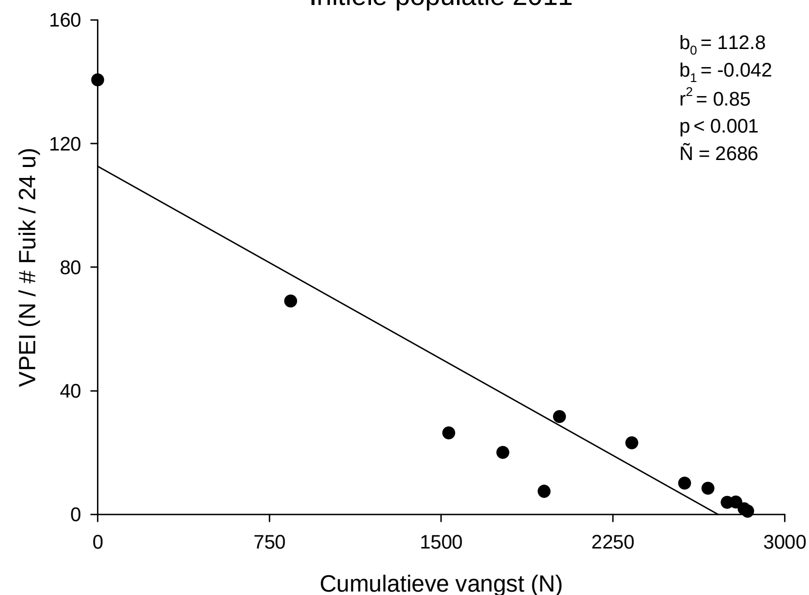
Stierkikker: Ja

Andere soorten: baars (*Perca fluviatilis*), riviergrondel (*Gobio gobio*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus* ), zonnebaars *(Lepomis gibbosus)*

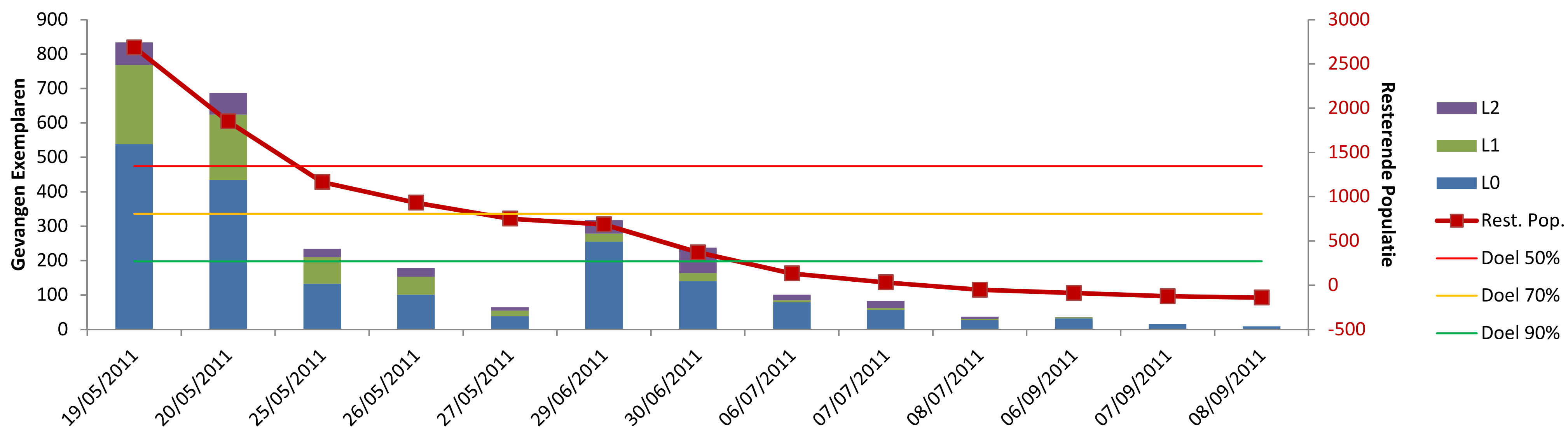



Evolutie van de Vangstsamenstelling
100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%
19/05/2011
20/05/2011
25/05/2011
26/05/2011
27/05/2011
23/06/2011
29/06/2011
30/06/2011
06/07/2011
07/07/2011
08/07/2011
31/08/2011
06/09/2011
07/09/2011
08/09/2011
16/09/2011
AV
AM
M2
M1
L2
L1
L0
L00


Absolute vangsten met schietfuik
# Gevangen Exemplaren
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
19/05/2011
20/05/2011
25/05/2011
26/05/2011
27/05/2011
29/06/2011
30/06/2011
06/07/2011
07/07/2011
08/07/2011
06/09/2011
07/09/2011
08/09/2011
Bijvangst
Stierkikker



Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode
Initiële populatie 2011
$b_0$ = 112.8
$b_1$ = -0.042
$r^2$ = 0.85
p < 0.001
Ñ = 2686
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)

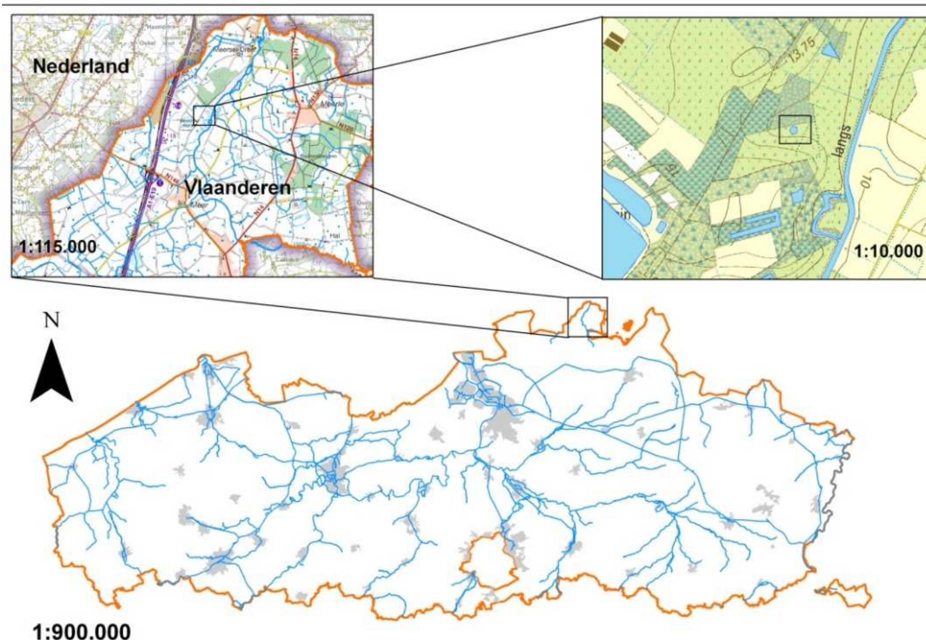



Gevangen Exemplaren
Resterende Populatie
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%
19/05/2011
20/05/2011
25/05/2011
26/05/2011
27/05/2011
29/06/2011
30/06/2011
06/07/2011
07/07/2011
08/07/2011
06/09/2011
07/09/2011
08/09/2011

# Hoogstraten – De Mosten - Natuurpuntpoel (*ID: 13016*)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2011)**

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1)




***Algemene Data:***

*Coördinaten:*
*Kadastrale Perceel(en):*
*Eigenaar: Natuurpunt vzw afdeling Hoogstraten*
*Oppervlakte: n/a*
*Max. Diepte: n/a*
*Gem. Diepte: n/a*
*Volume: n/a*

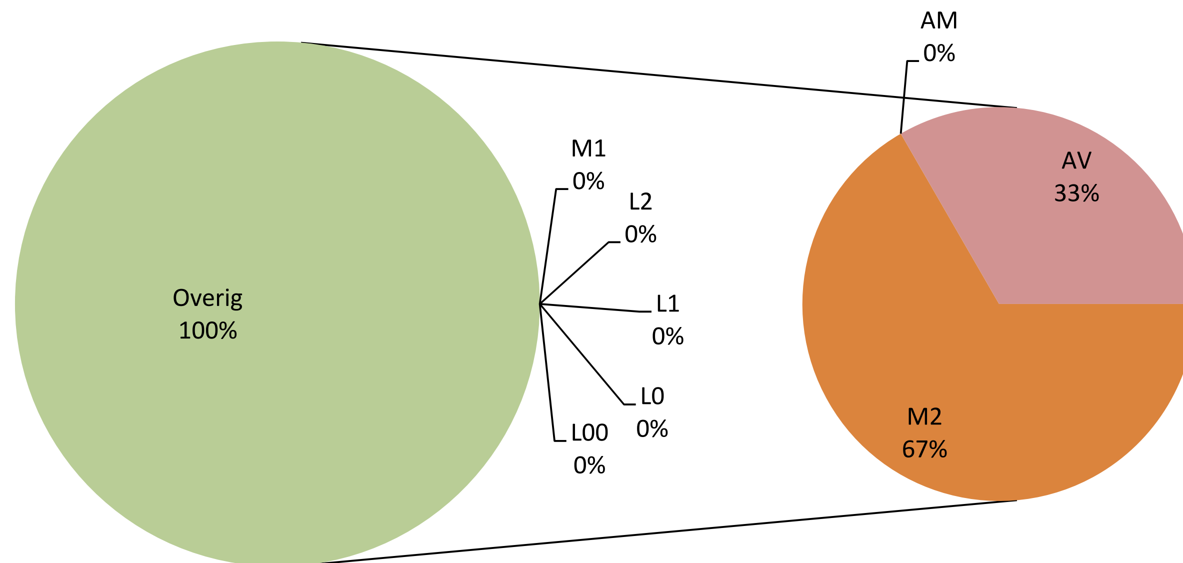
***Abiotische Data:***

*Grondwater gevoed ?: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 28,12%
Opp_Bos 500m: 28,26%
Opp_Akker 100m: 0,00%
Opp_Akker 500m: 28,42%
Opp_Grasland 100m: 22,54%
Opp_Grasland 500m: 30,23%
Opp_Water 100m: 1,12%
Opp_Water 500m: 4,04%
Opp_Andere 100m: 48,22%
Opp_Andere 500m: 9,04%

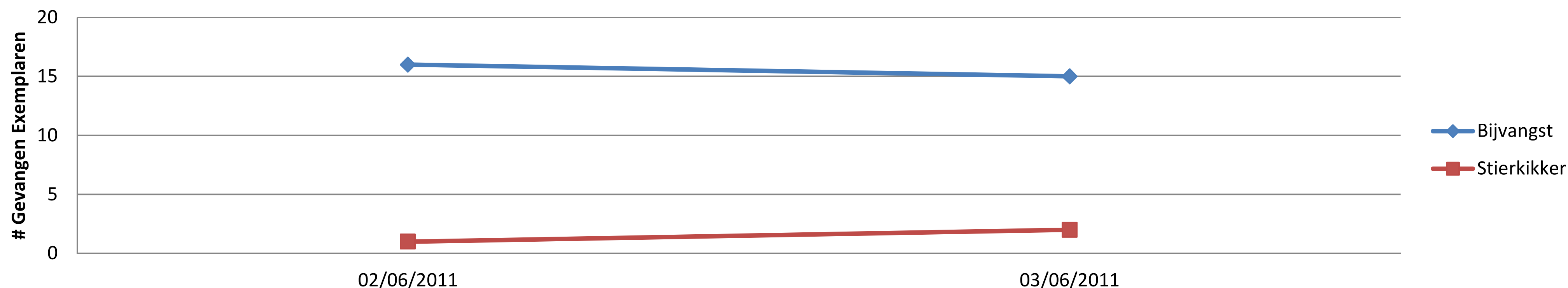
## *Biotische Data:*

Stierkikker: Ja

Andere soorten: Groene kikkercomplex (*Pelophylax esculenta synklepton*), tiendoornige stekelbaars *(Pungitius pungitius)*





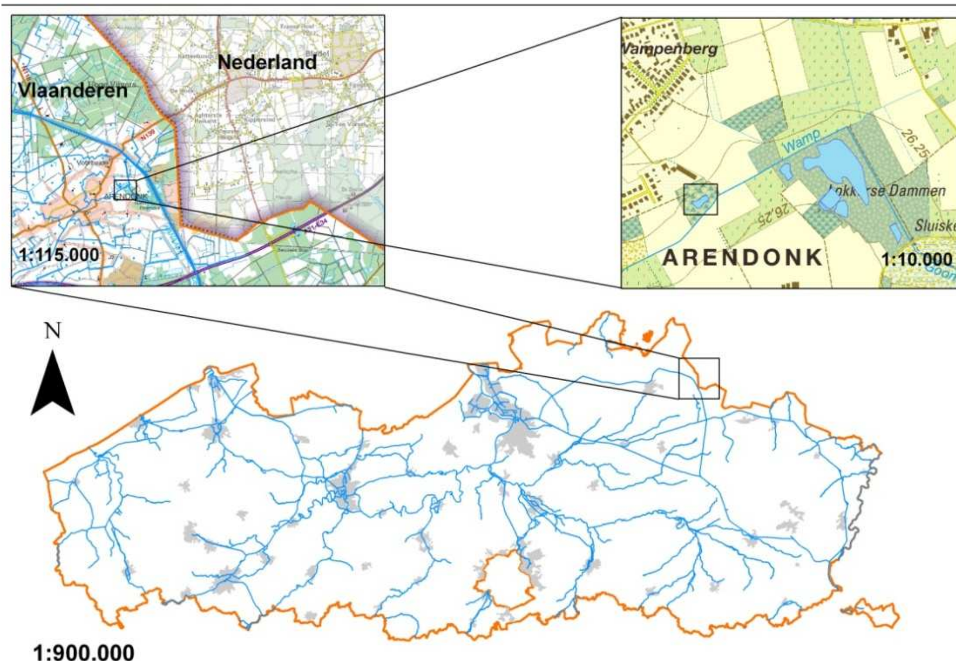

**Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode**

Hier werden onvoldoende vangsten gerealiseerd om een relevante populatieschatting te maken.

# Arendonk – Het Goorken - Arendonk 1 (*ID: 12985*)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2011)**

## Positionering in Vlaanderen




***Algemene Data:***

*Coördinaten: N.B.: 51.32634 W.L.: 5.101579*
*Kadastrale Perceel(en)*: ARENDONK 1 AFD/SECTIE A/PERCEEL 1165/00D000
*Eigenaar: n/a*
*Oppervlakte: 1000 m²*
*Max. Diepte: n/a*
*Gem. Diepte: n/a*
*Volume: n/a*

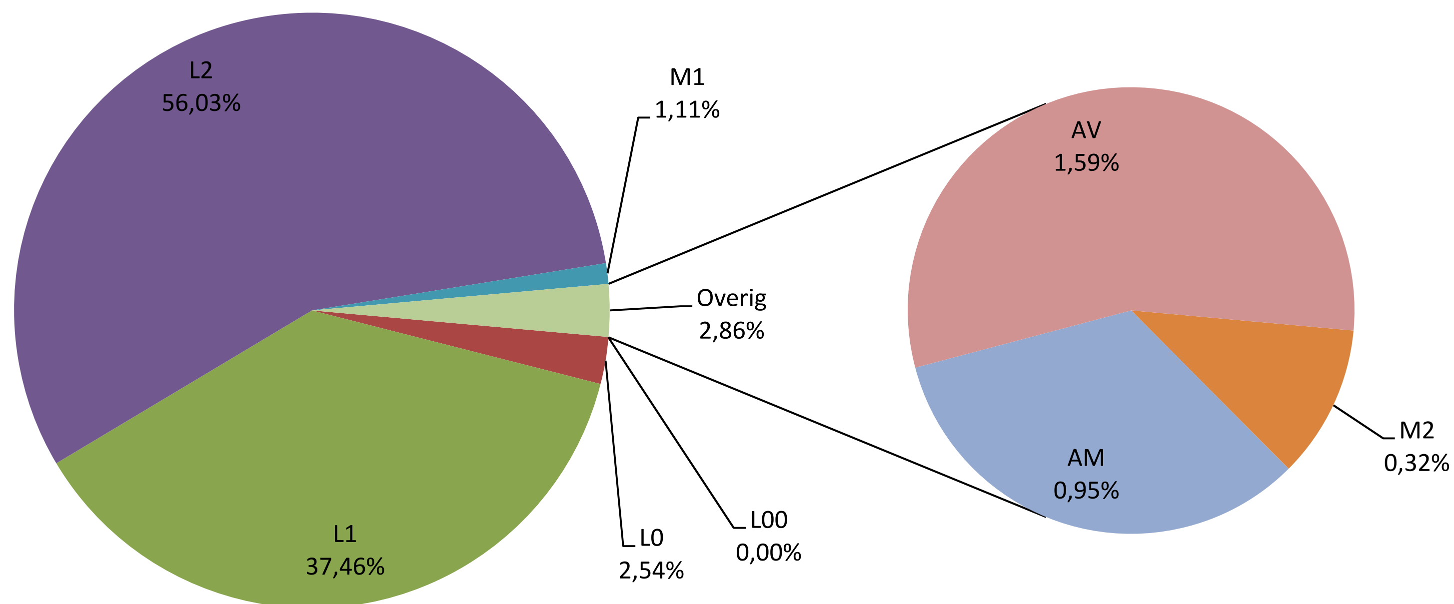
***Abiotische Data:***

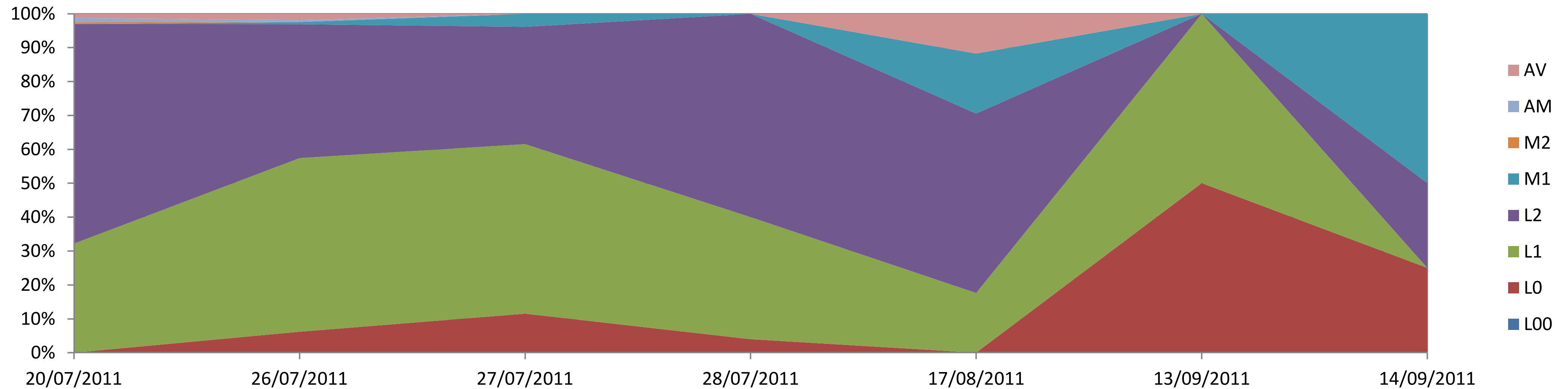
*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 0,00%
Opp_Bos 500m: 13,36%
Opp_Akker 100m: 34,12%
Opp_Akker 500m: 29,99%
Opp_Grasland 100m: 16,91%
Opp_Grasland 500m: 8,26%
Opp_Water 100m: 2,08%
Opp_Water 500m: 2,77%
Opp_Andere 100m: 46,89%
Opp_Andere 500m: 45,62%

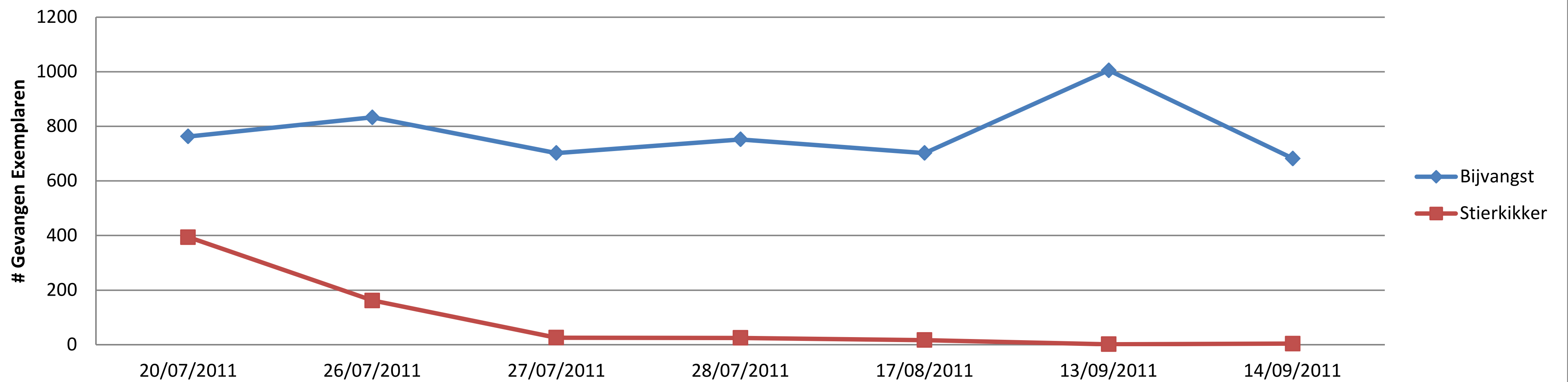
## *Biotische Data:*

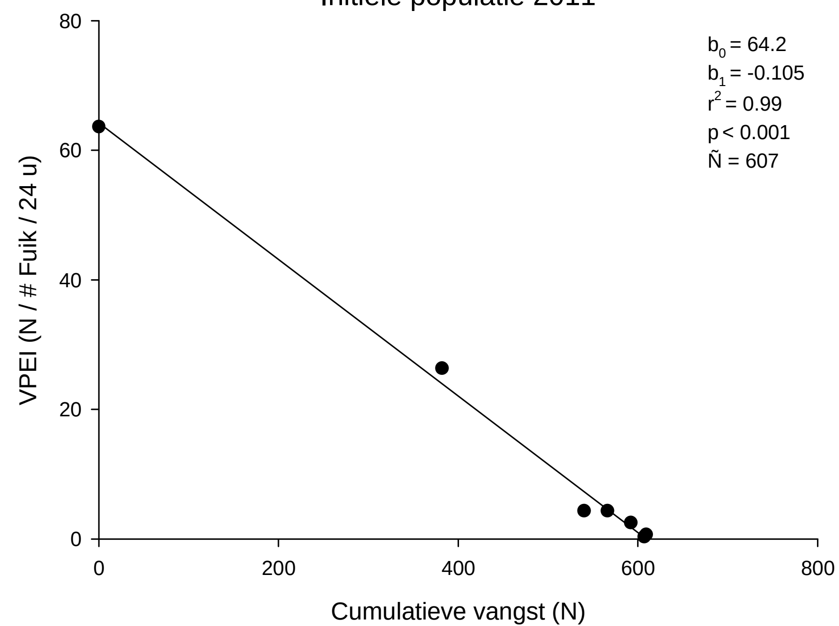
*Stierkikker: Ja*

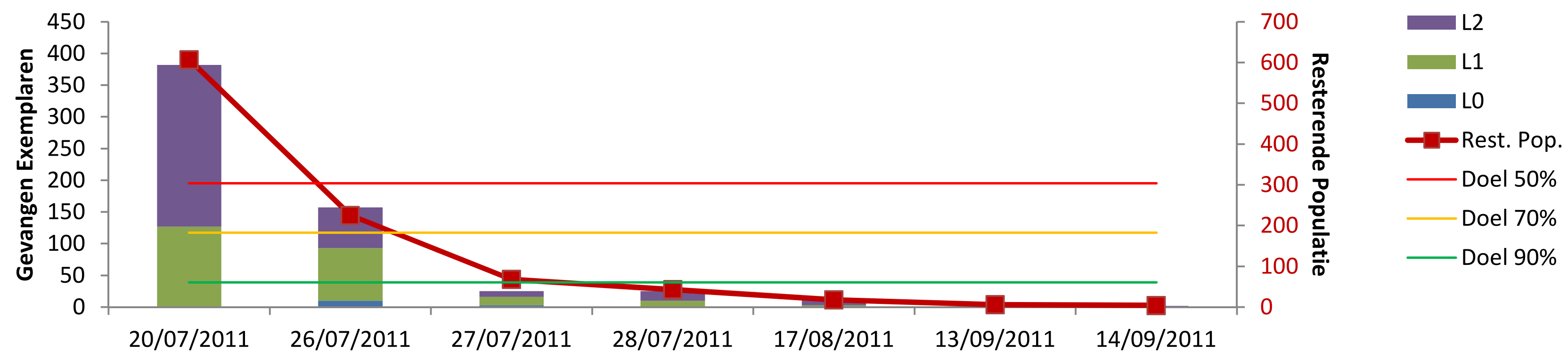
*Andere soorten:* Amerikaanse dwergmeerval (*Ameiurus nebulosus*), rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*), riviergrondel (*Gobio gobio*)




Evolutie van de Vangstsamenstelling
100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%
20/07/2011
26/07/2011
27/07/2011
28/07/2011
17/08/2011
13/09/2011
14/09/2011
AV
AM
M2
M1
L2
L1
L0
L00


Absolute Vangsten met schietfuik
# Gevangen Exemplaren
1200
1000
800
600
400
200
0
20/07/2011
26/07/2011
27/07/2011
28/07/2011
17/08/2011
13/09/2011
14/09/2011
Bijvangst
Stierkikker

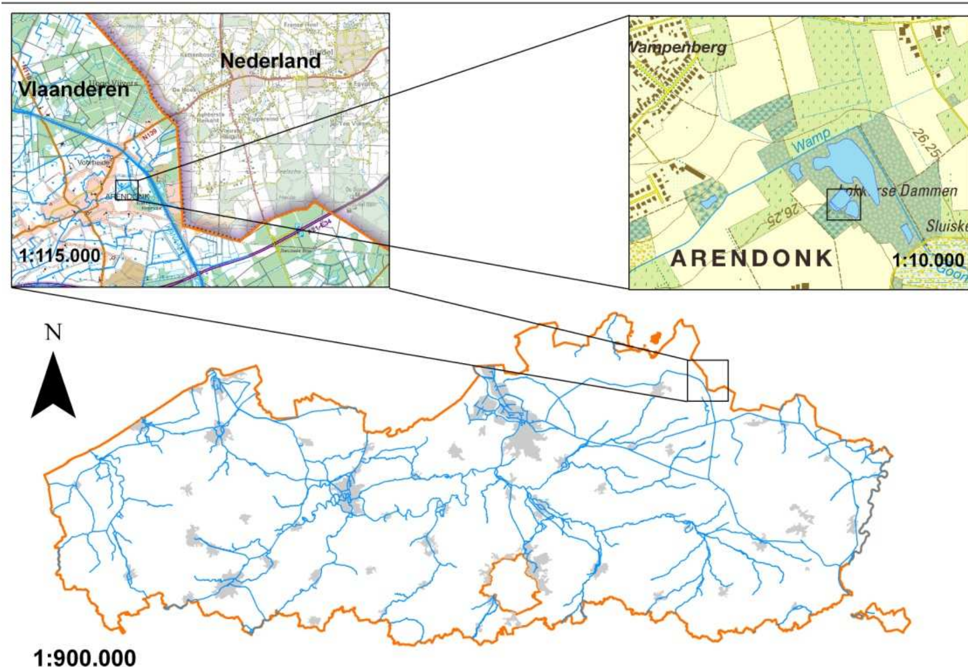

Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode
Initiële populatie 2011
$b_0$ = 64.2
$b_1$ = -0.105
$r^2$ = 0.99
p < 0.001
Ñ = 607
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)
0
20
40
60
80
0
200
400
600
800


Doelstellingen analyse
Gevangen Exemplaren
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
20/07/2011
26/07/2011
27/07/2011
28/07/2011
17/08/2011
13/09/2011
14/09/2011
700
600
500
400
300
200
100
0
Resterende Populatie
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%

# Arendonk – Het Goorken - Arendonk 2 (*ID: 8613*)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2011)**

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1-6)



## *Algemene Data:*

*Coördinaten: N.B.: 51.326388 W.L.: 5.107158*
*Kadastrale Perceel(en):* ARENDONK 1 AFD/SECTIE B/PERCELEN 0005/05A000, 0005/08_000 en 0038/00E000
*Eigenaar: Familie Mertens*
*Oppervlakte: 2800 m²*
*Max. Diepte: n/a*
*Gem. Diepte: n/a*
*Volume: n/a*

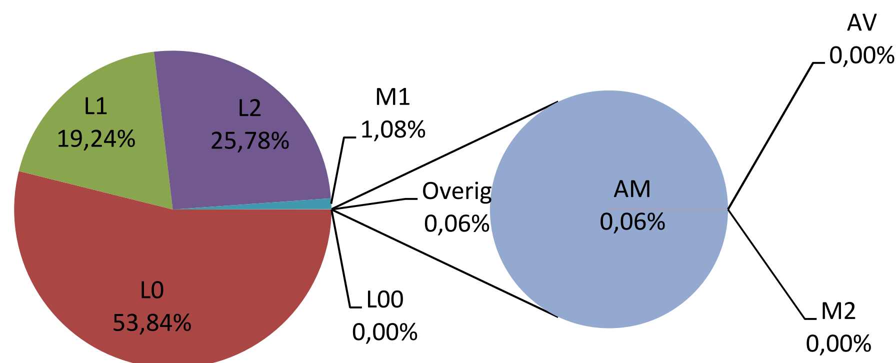
## *Abiotische Data:*

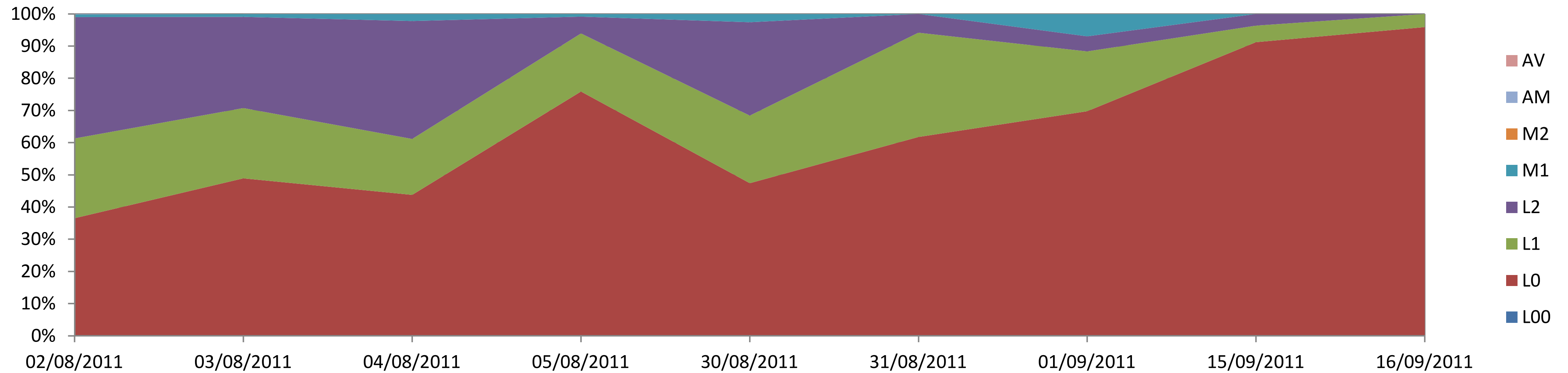
*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 64,40%
Opp_Bos 500m: 19,79%
Opp_Akker 100m: 22,37%
Opp_Akker 500m: 37,85%
Opp_Grasland 100m: 0,00%
Opp_Grasland 500m: 17,13%
Opp_Water 100m: 28,94%
Opp_Water 500m: 2,76%
Opp_Andere 100m: 0,00%
Opp_Andere 500m: 22,47%

## *Biotische Data:*

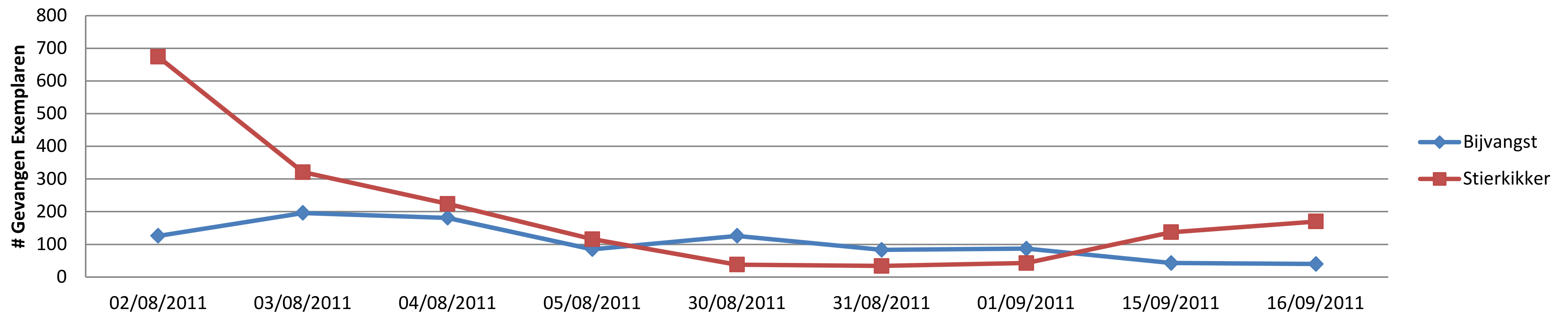
*Stierkikker: ja*
*Andere soorten:* baars (*Perca fluviatilis*), paling (*Anguilla anguilla*)

**Vangstsamenstelling 2012**
**(n=1757)**

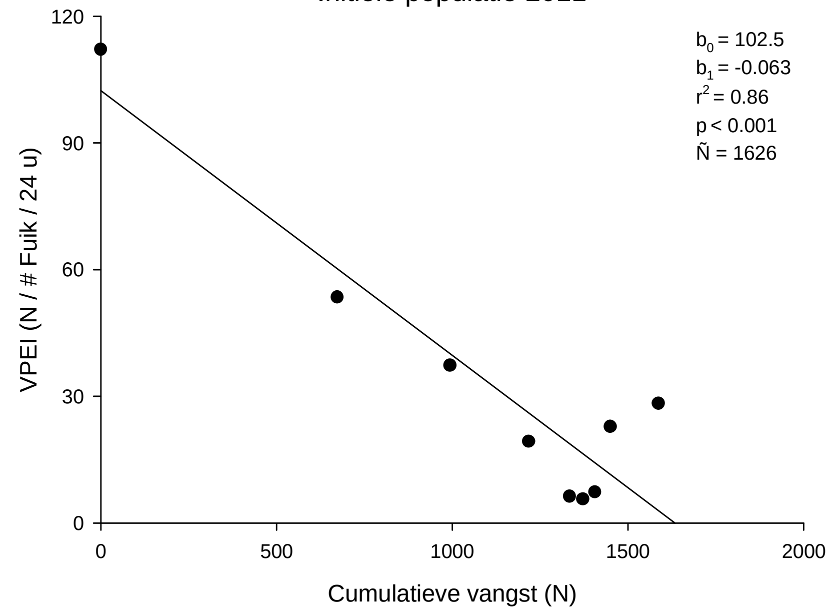


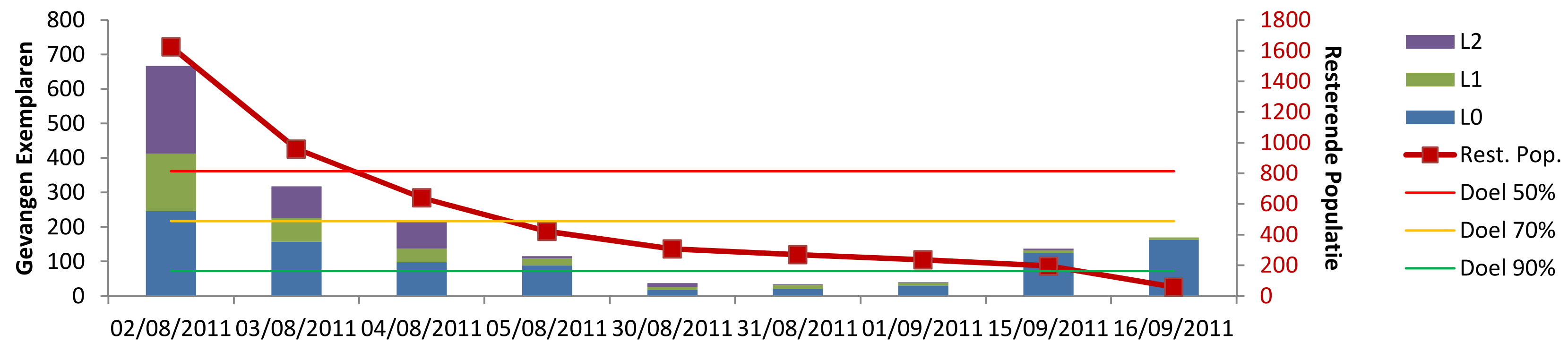


Evolutie van de Vangstsamenstelling
100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%
02/08/2011
03/08/2011
04/08/2011
05/08/2011
30/08/2011
31/08/2011
01/09/2011
15/09/2011
16/09/2011
AV
AM
M2
M1
L2
L1
L0
L00

Absolute Vangsten met schietfuik
# Gevangen Exemplaren
800
700
600
500
400
300
200
100
0
02/08/2011
03/08/2011
04/08/2011
05/08/2011
30/08/2011
31/08/2011
01/09/2011
15/09/2011
16/09/2011
Bijvangst
Stierkikker

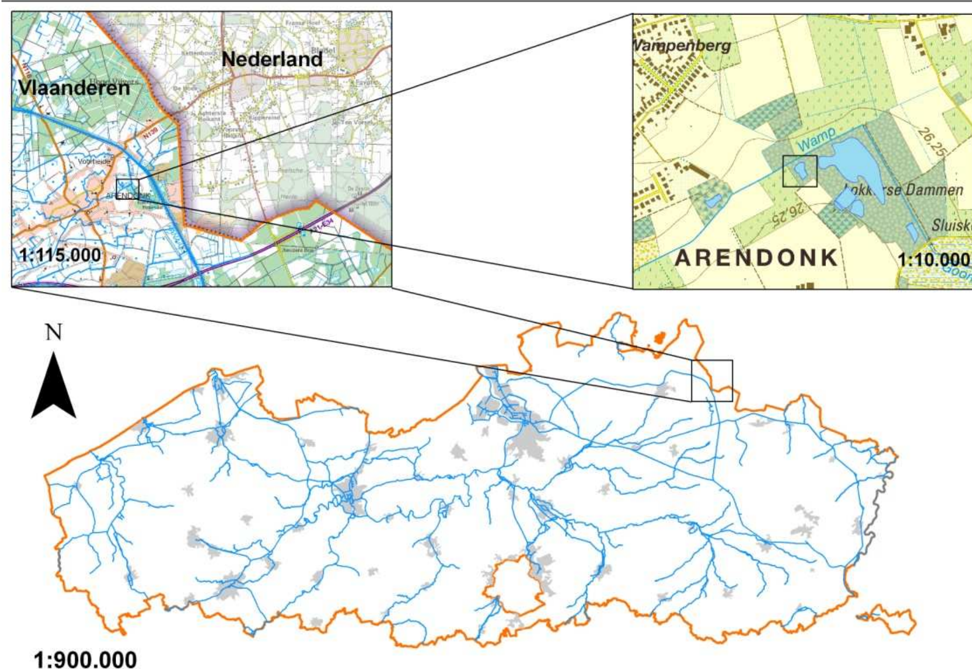

Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode
Initiële populatie 2011
b0 = 102.5
b1 = -0.063
r2 = 0.86
p < 0.001
Ñ = 1626
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)
0
30
60
90
120
0
500
1000
1500
2000


Gevangen Exemplaren
800
700
600
500
400
300
200
100
0
02/08/2011
03/08/2011
04/08/2011
05/08/2011
30/08/2011
31/08/2011
01/09/2011
15/09/2011
16/09/2011
1800
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
Resterende Populatie
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%

# Arendonk – Het Goorken - Arendonk 3 (*ID: 12986*)

**Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2011)**

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1-6)



## *Algemene Data:*

*Coördinaten: N.B.: 51.327045 W.L.: 5.105528*
*Kadastrale Perceel(en):* ARENDONK 1 AFD/SECTIE B/PERCEEL *0041/00D000*
*Eigenaar: Familie Meegers*
*Oppervlakte: 1100 m²*
*Max. Diepte: n/a*
*Gem. Diepte: n/a*
*Volume: n/a*

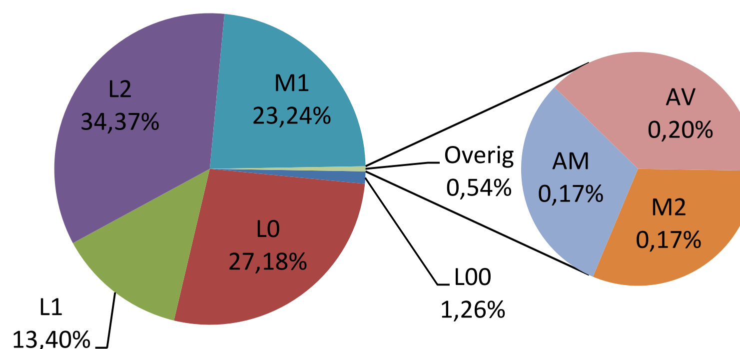
## *Abiotische Data:*

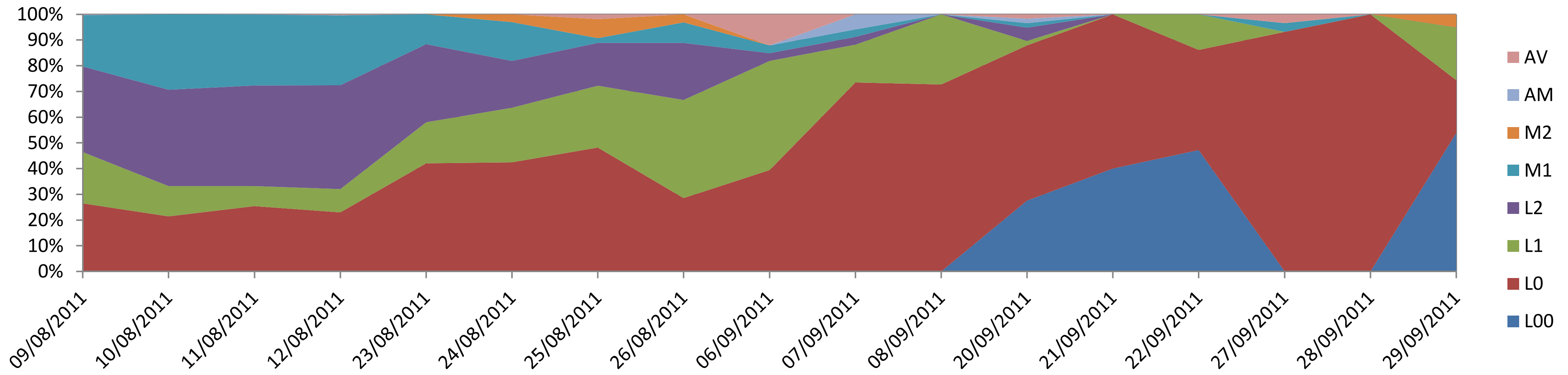
*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 37,19%
Opp_Bos 500m: 16,24%
Opp_Akker 100m: 13,97%
Opp_Akker 500m: 35,90%
Opp_Grasland 100m: 16,01%
Opp_Grasland 500m: 14,91%
Opp_Water 100m: 7,04%
Opp_Water 500m: 2,89%
Opp_Andere 100m: 25,79%
Opp_Andere 500m: 30,07%

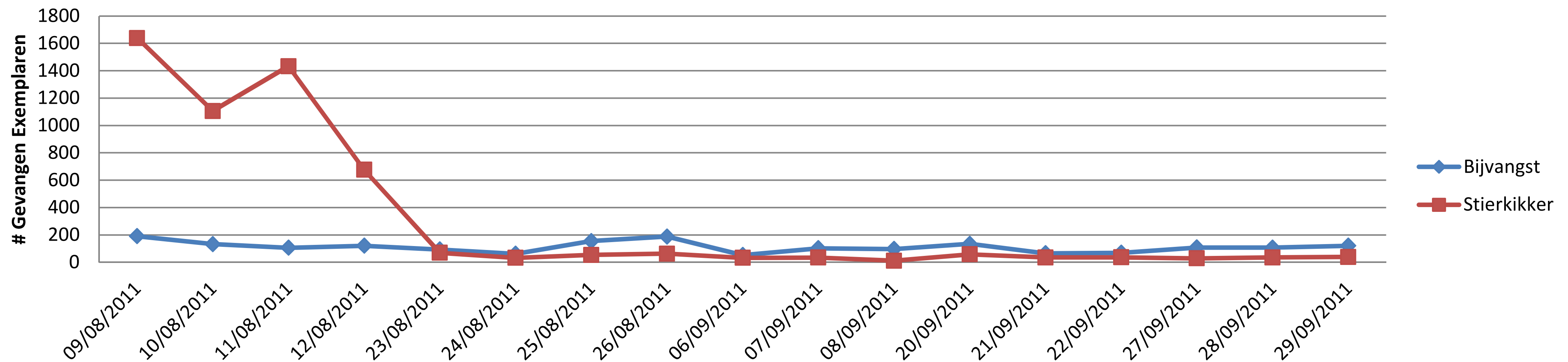
## *Biotische Data:*

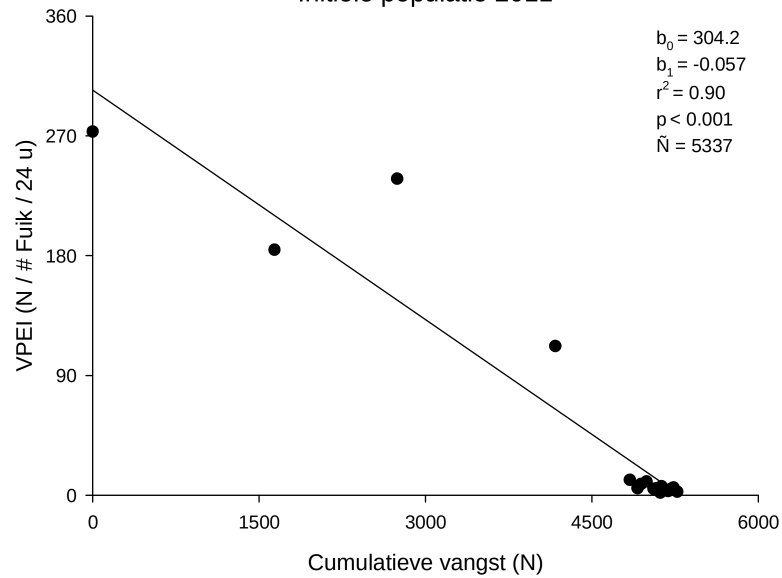
*Stierkikker: ja*
*Andere soorten:* baars (*Perca fluviatilis*), rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*), paling (*Anguilla anguilla*), Amerikaanse dwergmeerval (*Ameiurus nebulosus* )

**Vangstsamenstelling 2011**
**(n=5382)**

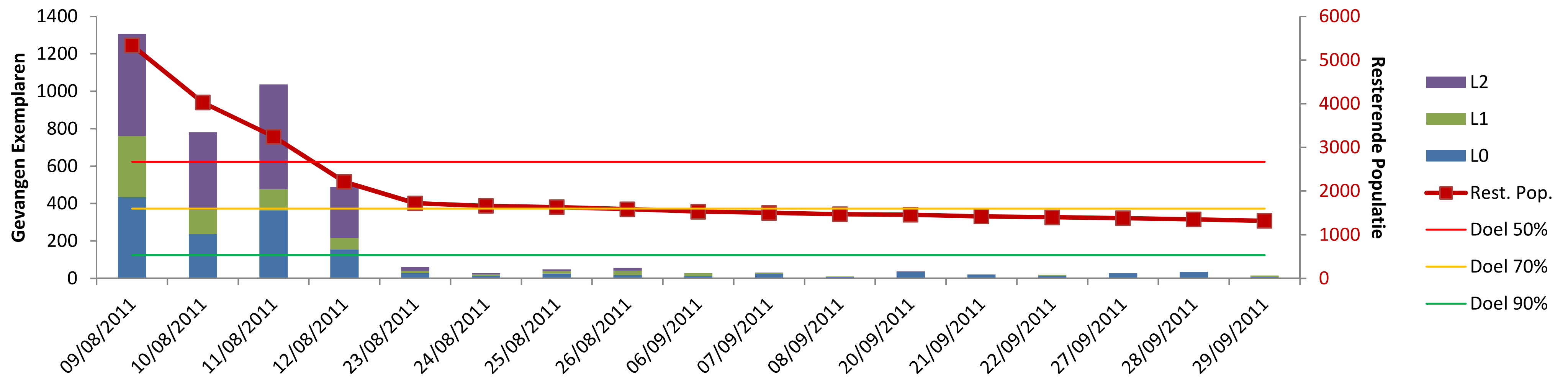



Evolutie van de Vangstsamenstelling
100%
90%
80%
70%
60%
50%
40%
30%
20%
10%
0%
09/08/2011
10/08/2011
11/08/2011
12/08/2011
23/08/2011
24/08/2011
25/08/2011
26/08/2011
06/09/2011
07/09/2011
08/09/2011
20/09/2011
21/09/2011
22/09/2011
27/09/2011
28/09/2011
29/09/2011
AV
AM
M2
M1
L2
L1
L0
L00


Absolute Vangsten met schietfuik
# Gevangen Exemplaren
1800
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
09/08/2011
10/08/2011
11/08/2011
12/08/2011
23/08/2011
24/08/2011
25/08/2011
26/08/2011
06/09/2011
07/09/2011
08/09/2011
20/09/2011
21/09/2011
22/09/2011
27/09/2011
28/09/2011
29/09/2011
Bijvangst
Stierkikker



Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode
Initiële populatie 2011
b0 = 304.2
b1 = -0.057
r2 = 0.90
p < 0.001
Ñ = 5337
VPEI (N / # Fuik / 24 u)
Cumulatieve vangst (N)

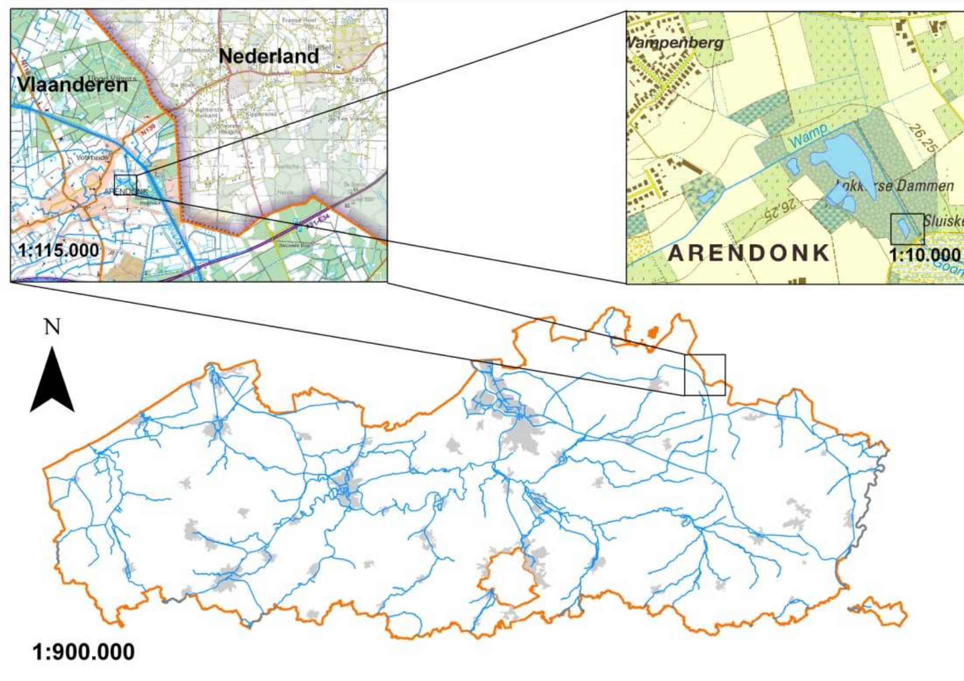



Gevangen Exemplaren
Resterende Populatie
L2
L1
L0
Rest. Pop.
Doel 50%
Doel 70%
Doel 90%
09/08/2011
10/08/2011
11/08/2011
12/08/2011
23/08/2011
24/08/2011
25/08/2011
26/08/2011
06/09/2011
07/09/2011
08/09/2011
20/09/2011
21/09/2011
22/09/2011
27/09/2011
28/09/2011
29/09/2011

# Arendonk – Het Goorken - Arendonk 4 (ID: 8620)

Toegepaste methoden = Vangst met Schietfuiken (2011)

## Positionering in Vlaanderen




## Indeling van de Fuiken (1-6)



## Algemene Data:

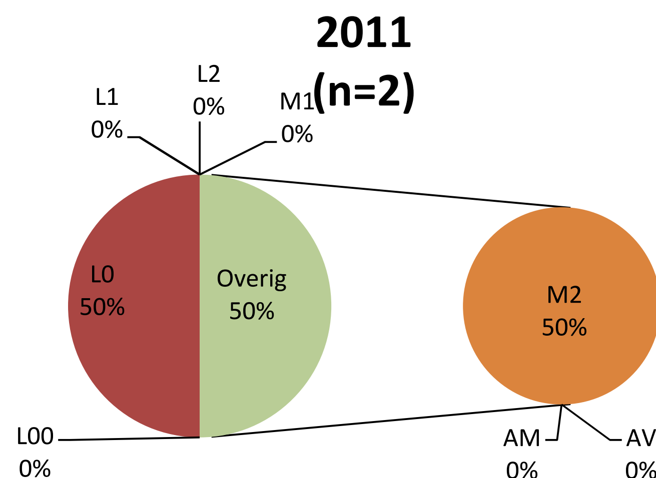
*Coördinaten: N.B.: 51.32545 W.L.: 5.11027*
*Kadastrale Perceel(en):* ARENDONK 1 AFD/SECTIE B/PERCEEL 0012/00A000
*Eigenaar: Geen De Bie*
*Oppervlakte: 1000 m²*
*Max. Diepte: n/a*
*Gem. Diepte: n/a*
*Volume: n/a*

## Abiotische Data:

*Grondwater gevoed: Ja*
*Bodem: Zand*
Opp_Bos 100m: 73,33%
Opp_Bos 500m: 32,16%
Opp_Akker 100m: 9,55%
Opp_Akker 500m: 28,47%
Opp_Grasland 100m: 0,00%
Opp_Grasland 500m: 18,51%
Opp_Water 100m: 2,21%
Opp_Water 500m: 3,26%
Opp_Andere 100m: 14,91%
Opp_Andere 500m: 17,61%

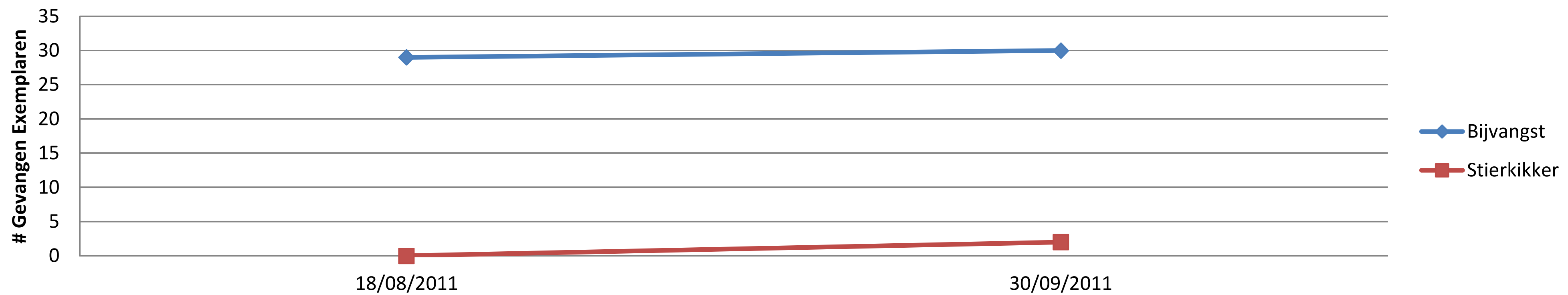
## Biotische Data:

*Stierkikker: ja*
*Andere soorten:* rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*)




Evolutie van de Vangstsamenstelling

Hier werden onvoldoende vangsten gerealiseerd om een relevante Evolutie van de vangstsamenstelling te maken.




| Populatieschatting a.h.v. Depletiemethode | |
|---|---|
| Hier werden onvoldoende vangsten gerealiseerd om een relevante populatieschatting te maken. | |

# Stierkikker

## *Rana catesbeiana*



### Van & naar?

- afkomstig uit Noord-Amerika
- aanvankelijk ingevoerd voor de kweek voor kikkerbillen, meer recent worden de enorme larven (± 14 cm lang) verkocht als aquarium- of vijverbewoner
- de import in de Europese Unie is verboden, dit belet niet dat ze nog steeds verhandeld worden
- de stierkikker verkiest vooral stilstaande, vegetatierijke, warme en ondiepe waters



### Hoe herkennen?

- rugzijde olijfgroen of bruinig en zonder rugstreep
- vlektekening op de rug minder duidelijk dan bij de groene kikker, soms zelfs afwezig
- de zware kop is lichtgroen van kleur
- de buik is vuilwit en grijs gevlekt
- max. lengte ± 20 cm, max. gewicht 500 g
- in de paartijd heeft het mannetje een gele keel, bij het vrouwtje is ze vuilwit en donker gevlekt



| stierkikker | groene kikker |
|---|---|
|  |  |

### Welke bedreiging vormt deze soort?

- stierkikkers zijn echte veelvraten; ook kikkers en hun larven staan op het menu
- waar stierkikkers voorkomen, is er vaak ook een sterke achteruitgang van de inheemse kikkersoorten;
- ze dragen een schimmel met zich mee die inheemse amfibieën ziek kan maken
- volwassen mannetjes zijn bijzonder luidruchtig, de roep lijkt eerder op het loeien van een stier

### Mogelijke verwarring?

- de stierkikker is een verre verwant van de Europese groene kikker; niet-kenners verwarren de twee wel eens
- stierkikkers hebben geen zijdelingse ruglijsten
- ze hebben geen uitwendige kwaakblazen
- het zeer grote trommelvlies is bij stierkikkervrouwtjes even groot als het oog, bij mannetjes zelfs opmerkelijk groter

**Oproep!**
waarnemingen kan je doorgeven op:
www.waarnemingen.be
www.telmee.nl



PROVINCIE ANTWERPEN

Dienst Duurzaam Milieu- en Natuurbeleid